LANDS DIRECTORATE

DIRECTION GÉNÉRALE DES TERRES

EFFECTS OF ACID PRECIPITATION ON WETLANDS

WORKING PAPER No. 50

ACID PRECIPITATION RESEARCH

Environment Canada Environnement Canada

Canada

87-06472/

EFFECTS OF ACID PRECIPITATION ON WETLANDS

by
JANET M. ANDERSON

ACID PRECIPITATION RESEARCH

DECEMBER 1986

Lands Directorate
Conservation and Protection
Environment Canada

Working Paper
No. 50

©Minister of Supply and Services
Cat. No. EN73-4/50E
ISBN 0-662-15129

PREFACE

This report is the result of a contract funded jointly, by Inland Waters Directorate and Lands Directorate of Conservation and Protection, Environment Canada, through the Long Range Transport of Airborne Pollutants (LRTAP) program. It reviews the current state of knowledge on the sensitivity of wetlands to acid precipitation, summarizes current research projects, and makes recommendations for future research. The report is intended to provide direction to LRTAP wetland initiatives.

The following individuals have contributed comments and suggestions during the preparation of this paper: P. Blancher, Canadian Wildlife Service; E. Gorham, University of Minnesota; L. Lowe, University of British Columbia; C. Wren, University of Toronto; V. Glooschenko, Ontario Ministry of Natural Resources; J. Riley, Ontario Ministry of Natural Resources; J. Kerekes, Canadian Wildlife Service; D. McNicol, Canadian Wildlife Service; I. Kessel-Taylor, Lands Directorate; C. Rubec, Lands Directorate; and E. Wiken, Conservation and Protection. The assistance of all of these individuals is gratefully acknowledged.

ABSTRACT

The effects of acid precipitation on wetlands have only recently become the focus of extensive research. This report summarizes existing information on the sensitivity of wetlands to acid precipitation and provides recommendations for future research.

The report consists of five major sections. 1) A review of the literature on the effects of acid precipitation on wetland hydrology, hydrochemistry, vegetation, and wildlife is presented. It is felt that current data remain sparse, such that it is only possible to approximate wetland sensitivity to acid precipitation. 2) Preliminary criteria with which to rate wetland sensitivity to acid precipitation are developed and used to rank the major wetland classes in Canada. Poor fens and poor swamps are determined to be the most sensitive to acidification by acid precipitation. 3) A summary of current research in eastern North America addressing the effects of acid deposition on wetlands is provided. 4) A peatland survey in Ontario is used as an example for a proposed regional evaluation of wetland acidification impacts. 5) A summary and recommendations for further research are presented.

RÉSUMÉ

L'apport des précipitations acides sur les terres humides n'est que récemment devenu le sujet de recherches importantes. Ce rapport présente un sommaire de l'information existante concernant la sensibilité des terres humides à la déposition acide et fournit des recommandations quant aux recherches futures.

Le rapport est divisé en cinq sections majeures. 1) Une revue de la littérature sur les effets des précipitations acides sur l'hydrologie, l'hydrochimie, la végétation et la faune des terres humides est présentée. L'impression est que les données courantes sont éparses, ne rendant possible qu'une approximation de la sensibilité des terres humides aux dépositions acides. 2) Des critères préliminaires visant à évaluer la sensibilité des terres humides aux précipitations acides sont développés et utilisés afin de classer les catégories majeures de terres humides au Canada. On a déterminé que les tourbières peu minérotrophes et les marécages pauvres sont les plus vulnérables à l'acidification dûe à la déposition acide. 3) Un sommaire des études en cours dans l'est de l'Amérique du Nord concernant les effets de la déposition acide sur les terres humides est fourni. 4) Un inventaire des tourbières de l'Ontario est utilisé en guise d'exemple pour une proposition d'évaluation régionale des impacts de l'acidification des terres humides. 5) Un sommaire et des recommendations pour études futures sont présentés.

CONTENTS

		Page
PREFACE		iii
ABSTRACT		iv
LIST OF TABLES		vi
LIST OF FIGURES		vii
1.0	INTRODUCTION	1
2.0	ACID DEPOSITION AND WETLANDS: A REVIEW OF EXISTING LITERATURE	1
2.1	Wetland Hydrology and Hydrochemistry	3
2.2	Wetland Vegetation	5
2.3	Wetland Wildlife	6
2.4	Conclusions	7
3.0	FIRST APPROXIMATION OF WETLAND SENSITIVITY TO ACID PRECIPITATION	8
3.1	Wetland Sensitivity	8
3.1.1	Hydrology	8
3.1.2	Hydrochemistry	11
3.1.3	Biota Response	12
3.1.4	Time Factors	12
3.2	Wetland Sensitivity Rating	13
3.3	Conclusions	15
4.0	CURRENT RESEARCH ON WETLANDS AND ACID PRECIPITATION	15
4.1	University of Minnesota, Department of Ecology and Behavioral Biology	18
4.2	Fisheries and Oceans Canada, Freshwater Institute	19
4.3	Environment Canada, Canadian Wildlife Service, Ontario Region	21
4.4	Environment Canada, Inland Waters Directorate, National Water Research Institute	21
4.5	Ontario Ministry of the Environment, Aquatic and Terrestrial Ecosystems Section	22
4.6	University of Toronto, Institute for Environmental Studies	22
4.7	Environment Canada, Lands Directorate	23
4.8	NATO Advanced Research Workshop on Effects of Acid Deposition on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. Toronto, Ontario. May 12-17, 1985	24
4.9	Organic Acidity Workshop. ESSA Environmental and Social Systems Analysts Ltd. St. Andrew's, New Brunswick. December 3-5, 1985	24

Page

5.0 EXAMPLE OF A WETLAND DATA BASE FOR REGIONAL RESOURCES AT RISK ASSESSMENT: ONTARIO 25
5.1 Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Geological Survey, Peatland Inventory Project. 25
5.2 Conclusions 26

6.0 SUMMARY AND RECOMMENDATIONS 27

7.0 REFERENCES 29

8.0 APPENDIX I - WETLAND DEFINITIONS AND WETLAND CLASSES IN CANADA 35

LIST OF TABLES

Table 1: Summary of Existing Literature on Acid Precipitation and Wetland Interactions 9

Table 2: Wetland Classes and Their Relative Sensitivity to Acid Precipitation 16

Table 3: Highlights of Wetlands Acid Precipitation Research in Eastern North America to 1985 17

LIST OF FIGURES

Figure 1: A Simplified Wetland Model 2

1.0 INTRODUCTION

Eastern Canada, where wetlands are a major landscape component, receives the heaviest annual inputs of airborne pollutants and acid precipitation. In the six eastern provinces there are approximately 49 000 000 ha of wetlands, 17% of the eastern Canada land area (National Wetlands Working Group, 1986). The term wetland identifies a variety of ecosystems distinguished on the basis of vegetation, morphology, hydrology or chemistry which are divided into five major classes: bog, fen, marsh, swamp, and shallow water as identified by Tarnocai (1980) (Appendix I).

To date, wetlands in eastern Canada have not been rated in the existing long range transport of airborne pollutants (LRTAP) multidisciplinary sensitivity evaluations (Canada-United States, 1983; Li, 1985; Cowell, 1986). These regional evaluations have been developed to aid in assessing the resources at risk due to acid precipitation and to assist in the development of ecosystem monitoring and LRTAP control programs.

The need for studies to address the effects of acid precipitation and the interactions within wetland ecosystems was identified in 1980 in the federal LRTAP program (Cowell, 1980). It was proposed that a series of long-term wetland monitoring studies be established to evaluate the ecological function of wetlands. These studies would provide baseline data for the detection of change in wetland environments due to acid precipitation. Some elements of these monitoring studies are now in place.

This report presents an overview of current literature and research on the impact of acid precipitation on wetlands. These data are then used as a basis for a first approximation of wetland sensitivity to acid precipitation. Current programs, studies or workshops on research into wetlands and acid precipitation in Canada and the United States are also summarized. Agencies contacted include a wide range of academic, government, and multidisciplinary institutions. General recommendations are made for future research.

2.0 ACID DEPOSITION AND WETLANDS: A REVIEW OF THE LITERATURE

Wetlands are ecosystems with complex hydrologic and biogeochemical cycles. These cycles directly influence or modify biotic parameters such as pH and dissolved oxygen, which in turn cause a specific biotic response in both vegetation and wildlife (Gooselink and Turner, 1978) (Figure 1). Acid precipitation could disrupt the balance of the entire ecosystem.

This section reviews existing literature on the effects of acid precipitation on wetland hydrology and hydrochemistry, vegetation, and wildlife.

Quantifying the anthropogenic acidification of wetlands is difficult. The growth and decay of vegetation such as Sphagnum cause many wetlands, particularly ombrotrophic bogs, to become acidified naturally.

In the context of this study, wetland sensitivity to acidification by acid precipitation is the decrease in pH that a wetland will experience from a given addition of acidity. The pH change is inversely related to buffering capacity, which is a measure of the amount of acid or base required to change the

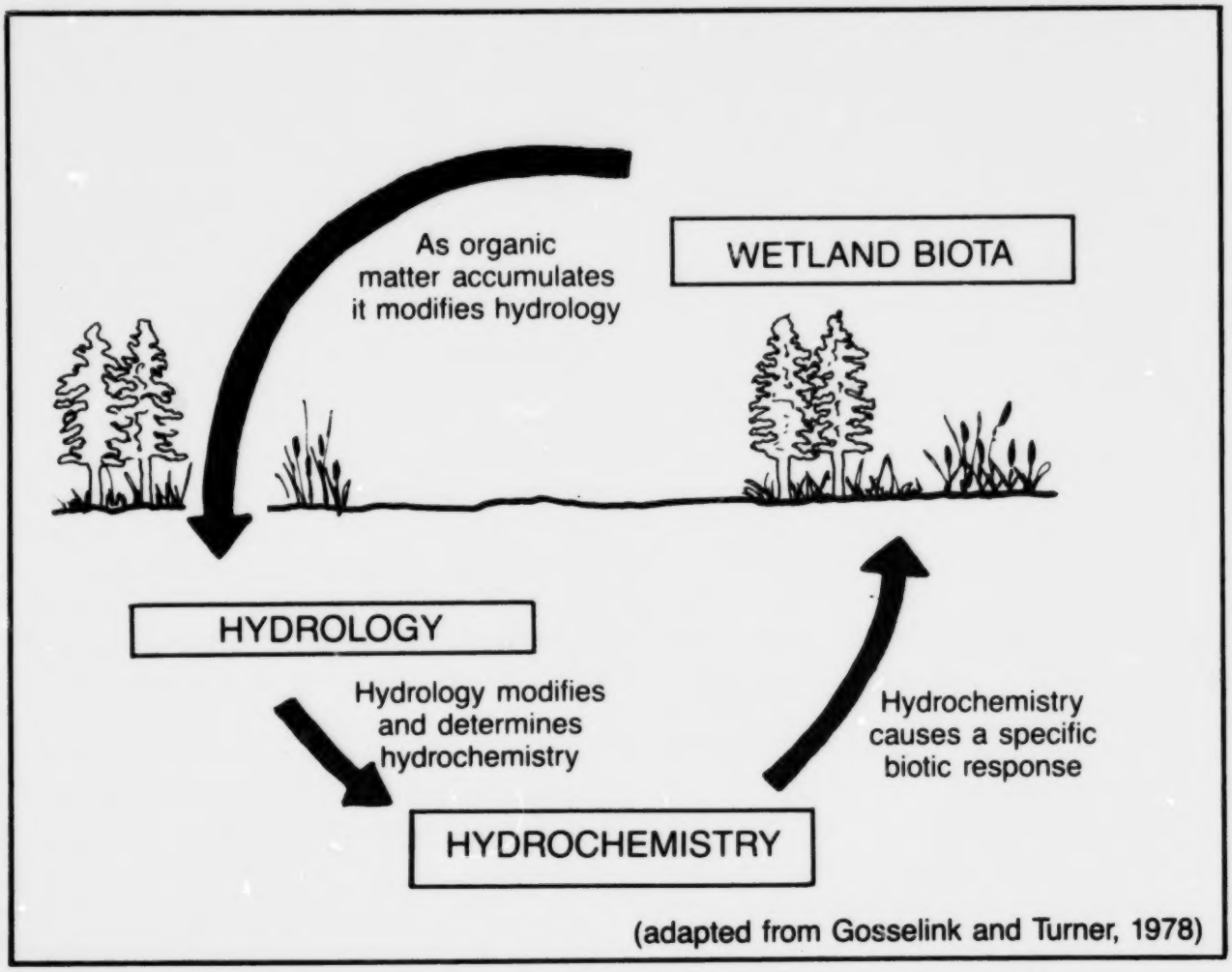

Figure 1. A Simplified Wetland Model.
Acid precipitation can imbalance this cycle.

pH of a soil by one pH unit. Wetlands with a low buffering capacity therefore have a high sensitivity to acidification and conversely, wetlands with a high buffering capacity have a low sensitivity to acidification. The potential for a wetland to neutralize incoming acidity from acid precipitation is a function of soil substrate, hydrology and hydrochemistry, and vegetation.

2.1 Wetland Hydrology and Hydrochemistry

Several studies of wetland hydrology and hydrochemistry in both Europe and North America have linked a decrease in the pH of wetlands, specifically peatlands, with acid precipitation. A lysimeter study by Braekke (1978) found that following the addition of acidified water (pH 2.0), there was an increase in the acidity of the waters draining an oligotrophic peat as compared to that of a eutrophic peat. The buffering capacity of the eutrophic peat was found to be significantly higher. This was attributed to a higher cation-exchange capacity and redox reactions in the peat. Subsequent field studies by Braekke (1980a; 1980b) found that the groundwater zone in peat is a strong sink for sulphate and other minerals, reducing sulphate to sulphide in the anaerobic conditions of the groundwater zone.

A strong relationship was determined between pH and the proportion of sulphate anions in the drainage waters of wetlands in New Jersey (Johnson, 1979), in bog pools in England (Gorham, 1958), and in Belgium (Vangenechten, 1981). This suggests that the controlling acids in these waters are mineral acids rather than organic acids (humic and fulvic acids).

Researchers in England investigated the fate of acid precipitation as it moved through a small watershed which includes a bog (Rippon et al., 1980). Major components of polluted precipitation (sulphate, nitrate, hydrogen ion, and organic acids) were measured in the bulk precipitation and throughfall, and also in the soil water and stream water that drained the bog. Results indicate that sulphur compounds are transformed in the bog. Streams draining the bog contain less sulphate than the surface water run-off. It is suggested that sulphate-reducing bacteria transform the sulphate into hydrogen sulphide.

One published cation-anion balance study of a wetland is part of an extensive investigation of the biogeochemistry of Thoreau's Bog in Massachusetts by Hemond (1980). Significant transformations of nitrate and sulphate were found to occur within the bog. The annual input of nitrate and sulphate to the bog exceeded output by a factor of three to four. Hemond suggests that much of the nitrate is transformed either by biological uptake or denitrification. Similarly, sulphate is also transformed by biological uptake or reduction to hydrogen sulphide which is returned to the atmosphere in gaseous form.

While the bog system is able to counteract the effects of increasingly acidic precipitation, Hemond recognized that there is a theoretical limit on the extent to which the system can be protected. A rise in acidity in the precipitation would cause an increase in sulphate reduction possibly causing toxic levels of hydrogen sulphide in the free water of the bog.

Recent work by Gorham et al. (1985) supports the conclusions reached by Hemond. Strongly acidic surface peats in bogs from Minnesota to Newfoundland have been observed to have substantially lower concentrations of ammonium sulphate and nitrate ions than the precipitation. It is suggested that plant uptake and chemical reduction are responsible for the removal of these ions. Mineral acids are replaced by organic acids that are the product of Sphagnum moss decomposition, so that the bog waters maintain a pH range of 3.7 to 4.7.

Subsequent examination of the data collected by Gorham et al. (1985) by Urban et al. (1985) revealed a gradient of impact that appears to be correlated with acid input. This suggests that, while bogs can appreciably counter the effects of acid deposition, there is a limit to this ability.

Evidence suggesting that bog acidity can be dominated by mineral acids has also been found. Gorham (1967) reported that sulphuric acid from polluted rain was the dominant source of hydrogen ion in surface waters of seven British bogs as indicated by charge balance analysis and by the correlation observed between sulphate and hydrogen ion concentrations.

A study by the Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources, on wetlands near Sudbury differentiates between acidity due to sulphates from anthropogenic sources and that from natural sources (e.g. humic acids from peat). Charge balances were constructed for each of 47 water samples. These showed that sulphates contributed more than organic acids to the acidity of these waters. On average, the concentration of sulphate anions was 31.6 times the concentration of organic acid anions. The available evidence suggests that the sulphate was from anthropogenic rather than geological sources (Glooschenko and Stevens, 1985).

Organic acids are not the sole source of low pH. Weak organic acids, ion exchange and mineral acids from either acid precipitation or in situ oxidation of reduced sulphur compounds together can be determining factors of the pH of bog systems.

Water chemistry of four oligotrophic basin mires in northwestern Ontario was studied by Vitt and Bayley (1984) to provide baseline data for future acid precipitation experimentation. Surface water samples at both the inflow and outflow of one bog were collected and analysed for hydrogen ion and sulphate concentrations. It was found that sulphate concentrations in the water were significantly reduced after flowing through the surface peat and vegetation and that hydrogen ion concentrations had increased. From these findings, it seems reasonable to suggest that the mechanisms of biological uptake and chemical reduction previously cited are responsible for removal of these cations and anions. Results from future perturbation experiments will be most important in elucidating the response of non-acid stressed wetlands to acid precipitation.

Effects of acid precipitation on wetland hydrology and hydrochemistry have received an increasing amount of attention from acid precipitation researchers. To date, it is difficult to reject or accept the hypothesis that acid precipitation is stressing these wetland components. Some studies reviewed here suggest that wetland hydrochemistry accommodates acidity in the precipitation

(Rippon et al., 1980; Hemond, 1980; Gorham et al., 1985). However, other studies indicate that the hydrochemical regime of wetlands is unbalanced by acid precipitation (Braekke, 1980a, 1980b; Vangenechten, 1981; Gorham, 1967; Glooschenko and Stevens, 1985).

2.2 Wetland Vegetation

Few studies have examined the effects of acid precipitation on wetland vegetation. The disappearance of several species of Sphagnum moss from the large blanket bogs of the Southern Pennines in Britain was first noted by Tallis (1964). Further studies by Ferguson et al. (1978) have shown that certain species of Sphagnum exhibit marked decline in growth and other indications of general decline in vigour when exposed to ambient levels of acid precipitation under laboratory conditions.

Historical changes in diatom assemblages between 1920 and 1978 in Dutch moorland pools were reported by Van Dam et al. (1980). Plankton data collected approximately fifty years ago were compared with recent collections in sixteen pools in the Netherlands. A significant increase in acidobiotic diatoms was observed in contemporary collections. There was also a coincident decrease in water pH values from 4.0-6.0 to 3.7-4.6. These findings suggest that acid precipitation has caused a change in diatom populations. Only the very resistant species have been able to survive, reducing diversity within and differences between the pools.

Most research investigating the effects of acid precipitation on vegetation has focussed on agricultural crops and forests. To date, research has documented the variability of plant responses to simulated acid rain experiments, according to species, environment and method of exposure. From this work an overall picture of the effects of acid precipitation on plants is beginning to emerge (Cowling, 1979). A review of general plant responses to acid precipitation is of value because similar effects could occur in the sedges, grasses, reeds, and ericaceous shrubs that are characteristics of wetlands.

Visible lesions, which have been observed when simulated precipitation pH falls below 3.4, are preferentially located at the bases of trichomes, in guard cells, and in epidermal cells above vascular tissues. Alterations in the normal function of these cells may affect gas exchange in plants, causing exposed foliage to be more subject to wilting. Accelerated leaching of plant nutrients from foliage has been documented, as has a reduction in plant productivity through disturbance of normal metabolism. Pollen inhibition of several forest species has been observed in in vitro assays with ambient levels of acidity (Cox, 1983). These data were collected from experiments conducted in laboratory or greenhouse environments. Most field experiments have failed to give definitive results for changes in plant productivity or survival due to acid precipitation (Evans, 1982). It has been suggested that changes may be subtle enough to be masked by natural, annual fluctuations in climate (Hutchinson and Havas, 1980).

Across Canada, a series of vegetation monitoring stations for Sphagnum mosses have been established. They have been found to display regional patterns of heavy metal deposition. Extrapolation of these results to

LRTAP evaluations is underway (W.A. Glooschenko, pers. comm.).

Documentation of the effects of acid precipitation on the normal functioning of vegetation in wetlands is neither complete nor conclusive. Studies reviewed here indicate that some alteration or stress occurs, but more research, particularly field studies, must be done on this subject before stronger conclusions can be reached.

2.3 Wetland Wildlife

The literature which specifically addresses the impact of acid deposition on wetland wildlife is still limited. However, knowledge of aspects of wetland wildlife ecology such as physical habitat or the food chain may suggest ways in which acid precipitation influences the ecosystem. This is valuable in directing research efforts toward these topics (as outlined below and in more detail in Section 4.3 of this report).

A review of the effects of acid precipitation on wetland wildlife is currently in preparation by the Canadian Wildlife Service (Blancher, 1985a, 1985b). Physiological functions such as sodium and calcium regulation, respiration, and acid-base balance, which are affected by low pH are measurable responses of aquatic animals to acidification. Animals under pH stress, particularily amphibians, show a variety of responses including impaired reproduction, reduced growth, skeletal deformation, and death (Blancher, 1985b).

It is anticipated that the most predominant impact of acid precipitation on wetland wildlife will be indirect, through their habitat. Several avenues of injury are possible. The first of these is a potential increase in the concentration of heavy metals in wildlife habitats. In a low pH environment, some heavy metals (Al, Fe, Mn, Zn, Hg,) tend to be solubilized in soils and mobilized from sediments; others are co-contaminants in precipitation (Cu, Ni, Pb, Zn, Cd) (Havas, 1980). These processes could lead to a toxic environment for wildlife in either terrestrial or wetland ecosystems. A field survey of amphibian habitat in forty ephemeral ponds and wetlands in the Killarney area, adjacent to Sudbury, Ontario, indicated that total aluminum, aluminum [illegible]ide and inorganic monomeric aluminum were inhibiting amphibian reproduction in twenty percent of the ponds surveyed (Glooschenko et al., 1985a). In Sweden, moose living in close proximity to polluting sources were observed to have high levels of cadmium in their tissues (Frank et al., 1981; Mattson et al., 1981). In 1984, a preliminary study showed that tissue levels of cadmium in Ontario moose were up to three times higher than the Swedish studies (Glooschenko et al., 1985b). However, it has yet to be established whether the increased presence of metals in these animals detrimentally affects their health.

Another factor which may indirectly affect wildlife in wetlands is the possibility of a change in the availability of food caused by effects of acidic precipitation on the food web. Initial observations in lakes have been made which support this hypothesis. Investigations on the effects of acid precipitation on waterfowl in Quebec by DesGranges (1982, 1985) and DesGranges and Darveau (1985), have observed a positive correlation between the abundance of aquatic birds and the pH of lakes. It was suggested that the decrease in

amount of available food in acid lakes was responsible for their lack of attractiveness to birds. Acid lakes were found to be used infrequently by waterfowl.

Recent lake studies by McNicol et al. (1985) in the heavily acid stressed area of Wanapitei, Ontario, in the vicinity of Sudbury, indicates a decline in the abundance and occurrence of fish in these lakes. This, in turn, has reduced the capacity of these habitats to support broods of fish-eating birds, such as Common Merganser (Mergus merganser). Insectivorous waterfowl, such as Common Goldeneye (Bucephala clangula) preferred fishless lakes, regardless of acidity levels, appearing to derive short-term benefits from reduced competition with fish for insect prey. In summary, lake acidification has had varied and opposing impact on different waterfowl species, depending on feeding habitat.

The Eastern Kingbird (Tyrannus tyrannus), which nests in or near wetlands or in the littoral zone of lakes has been studied by Glooschenko et al. (1985c). Results show a strong association between water chemistry, egg quality and bone growth rate of kingbirds. Egg weight loss and bone growth rates were correlated with sulphate, nitrate, alkalinity and pH. However, there was no proof of causality or evidence of serious reproductive impairment linked to possible aluminum interference with calcium and phosphorous metabolism in the female bird. No prey limitation could be attributed to lake acidity.

In summary, acid precipitation has the potential to influence wetland wildlife directly through physiological changes and indirectly through wetland habitat changes. Continued research is necessary to identify positively the areas of impact.

2.4 Conclusions

From the literature it is possible to make the following generalized statements concerning the environmental impact of acid precipitation on wetlands.

(1) Field studies have focused on the hydrochemistry of peatlands, which have been shown to be strong sinks for sulphate, nitrate, and ammonium ions in acid precipitation. It is suggested that sulphate and nitrate inputs are removed by vegetation uptake and microbial reduction, although limits to these processes are anticipated.

(2) Laboratory studies indicate that the bog mosses (Sphagnum spp.) are affected by simulated acid precipitation at ambient pH levels. Lack of research to date into the specific impact of acid precipitation on wetland vegetation requires that results obtained for terrestrial vegetation studies be extrapolated to wetland vegetation.

(3) Evidence is still inadequate to make firm statements about effects of acid precipitation on wetland wildlife habitat and species. It is anticipated that the impact on wetland wildlife will be indirect, through changes in both habitat and food sources.

In summary, some research indicates that the normal functioning of wetlands is affected by acid precipitation, while other findings reveal the homeostatic nature of these

ecosystems (Table 1). This research is now being expanded, addressing the inherent importance of these ecosystems and their role in vital land-water linkages.

3.0 FIRST APPROXIMATION OF WETLAND SENSITIVITY TO ACID PRECIPITATION

Based on the literature it is only possible to establish preliminary criteria which determine wetland sensitivity, buffering capacity, and to identify those wetland classes potentially at risk to acidification due to acid precipitation. This section discusses wetland sensitivity from the hydrological, hydrochemical, biotic and temporal aspects.

3.1 Wetland Sensitivity

Anthropogenic input, climate, natural episodic events, topography, soils, geology and biota are factors important in determining wetland sensitivity to acid precipitation (National Academy of Sciences, 1981). The first three factors are extrinsic to the ecosystem, the last four are considered intrinsic characteristics.

Extrinsic factors have received considerable attention (e.g. Canada-United States, 1983; Schnoor, 1984), and their influence on ecosystem sensitivity has been identified. Anthropogenic input causes the acidity in precipitation. It is determined by energy utilization in urban and industrial settings, and by the degree of control on atmospheric emissions. Climate influences how much polluted precipitation falls upon an ecosystem by affecting the amount of precipitation, direction and speed of air mass movements. To a much lesser degree, natural episodic events like volcanoes and fire, contribute to acidic precipitation. These extrinsic criteria must be taken into consideration when determining the sensitivity of wetlands, or indeed of any ecosystem, to acid precipitation. However, because they do not uniquely affect wetlands, these criteria will not be discussed further.

Unlike extrinsic characteristics, there is a paucity of information on how those factors which are intrinsic to wetlands influence wetland sensitivity to acid precipitation. Topographical characteristics such as water depth and water flow patterns control the hydrological pathways of acid precipitation and their interaction with plant-sediment interfaces in a wetland. Attributes such as bedrock lithology, chemistry and texture of surficial geological deposits, and the nature of soil and peat directly influence the hydrochemical regime of wetlands. Biota are often sensitive indices of change, as well as mediators of processes which alter incoming acid precipitation (e.g. microbes and biogeochemical cycles).

3.1.1 Hydrology

Wetland processes are generally the result of, or closely related to, wetland hydrology (Carter et al., 1978). The presence, movement, quality and quantity of water dictate how waterborne substances interact with wetland soils and biota. These hydrologic criteria determine the ability of a wetland to mitigate the effects of incoming acid precipitation by mediating access to potential buffering sources within the wetland (Bache, 1984). Wetland hydrological parameters important to the neutralizing of incoming acid precipitation include water flow, flushing or turn-over rate, and seasonal and annual

Table 1: Summary of Existing Literature on Acid Precipitation and Wetlands

Author (Year of Publication)	Location of Study	Wetland Effects Topic(s)
Hydrochemistry		
Braekke (1978, 1980a, 1980b)	Norway	. ion transport in peat . sulphur turnover in peat . peatland water response
Vangenechten (1981)	Belgium	. physiochemical composition of peatland waters . historical changes in alkalinity
Rippon et al. (1980)	England	. alteration of chemistry of acid waters flowing through bog . microbial reduction of sulphate
Hemond (1980)	Massachusetts (USA)	. cation-anion balance in bogs
Gorham et al. (1985); Urban et al. (1985)	Minnesota to Newfoundland (Canada/USA)	. regional variations in bog chemistry . cation-anion balance in bogs
Glooschenko and Stevens (1985)	Northern Ontario (Canada)	. charge balances in wetlands
Vitt and Bayley (1984)	Northwest Ontario (Canada)	. wetland chemistry and acidification processes
Vegetation		
Tallis (1964); Ferguson et al. (1978)	England	. effects on Sphagnum
Van Dam et al. (1980)	Netherlands	. historical change of diatom assemblages in moorland pools
Cowling (1983)	USA	. effects on floristic growth/ functions
Cox (1978)	USA	. pollen inhibition in flora
Evans (1982); Hutchinson and Havas (1980)	USA/Canada	. vegetation changes and damage

Table 1: Summary of Existing Literature on Acid Precipitation and Wetlands (cont'd)

Author (Year of Publication)	Location of Study	Wetland Effects Topic(s)
Wildlife		
Blancher (1985a, 1985b)	Northern Ontario (Canada)	. effects on biota
Glooschenko et al. (1985a)	Northern Ontario (Canada)	. effects on amphibians
Glooschenko et al. (1985b)	Northern Ontario (Canada)	. effects on moose
Frank et al. (1981); Mattson et al. (1981)	Sweden	. effects on moose, deer, hare
DesGranges (1982, 1985); DesGranges and Darveau (1985)	Quebec (Canada)	. effects on waterfowl
McNicol et al. (1985)	Northern Ontario (Canada)	. effects on fish, birds
Glooschenko et al. (1985c)	Northern Ontario (Canada)	. effects on birds

variations in water depth (Kaldec and Kaldec, 1979).

Water flow, as determined by the flushing or turn-over rate of incoming waters, controls the extent to which incoming waters are in contact with wetland substrates (Glaser et al., 1981). Fast flowing water interacts differently than water which stands stagnant; the same can be said of surface and subsurface flow. It is suggested that a flow rate which maximizes the interaction of acid precipitation with potential buffering sources, decreases the sensitivity of wetlands. In contrast conditions such as "pipe-flow" and permafrost minimize the contact of wetland waters with soil substrates, increasing wetland sensitivity. Pipe-flow is the concentrated, rapid subsurface throughflow in natural channels caused by erosion, animals, or roots. Such channels are prevalent in wetlands, particularily swamps. Braekke (1981) found that about one-third of the water draining a small catchment in southern Norway had been 'short-circuited' and had avoided any interaction with soil.

Permafrost also increases the flow of water through a wetland by restricting the volume of substrate accessible to the incoming waters. Water flow in many northern peatlands which are subject to permafrost, is restricted to the surface so that deeper pore-waters are unlikely to be very significant as a reservoir of neutralizing alkalinity (Gorham et al., 1984).

The influence of the hydrologic regime of wetlands on general water quality is widely recognized (Goode et al., 1975). However, the hypothesis that it also influences the sensitivity of a wetland requires more field observations like those of Braekke (1981).

3.1.2 Hydrochemistry

The soil-water composition, or hydrochemistry, of a wetland is determined by the organic and mineral components within the wetland. Hydrochemistry is a key factor controlling sensitivity and is a function of the following chemical processes: 1) bicarbonate buffering; 2) cation-exchange reactions; and 3) redox processes at and below the water table. Each of these processes are discussed with respect to neutralizing the effect of acid precipitation.

A bicarbonate buffering system is present in wetland waters which have a pH above 5.0 (Wetzel, 1975). In these waters, incoming hydrogen ions are consumed as long as there is an adequate supply of alkalinity in the form of carbonates, bicarbonates, and hydroxides. The speciation of bicarbonates and carbonates is pH dependent; therefore, they cease to predominate in waters with low pH. As a result, acidic wetlands, such as ombrotrophic bogs, have little or no bicarbonate buffering. Similarly, those wetlands wich undergo anthropogenic acidification below pH 5.0 would cease to have this buffering system.

Cation-exchange reactions involve the exchange of cations in solution, (i.e. hydrogen ions in acid precipitation), with metal cations held on the negatively charged surfaces of soils and peat. When these cations are displaced into solution by hydrogen ions, they neutralize or even increase the pH of the acid solution (Shilts et al., 1981). The neutralizing effect of cation-exchange capacity is a function of the nature of the saturating

cation and the nature and pH of the displacing solutions. As pH is lowered, cation-exchange capacity decreases (Clymo, 1983). Organic content and degree of decomposition of the peat and soil will also strongly influence cation-exchange capacity (Gorham, 1967). When the exchange sites are saturated by hydrogen ions, the ability to neutralize incoming acidity becomes negligible.

Redox processes occur at or below the water table and are controlled by microbes. Sulphate reduction and denitrification are two redox processes that can reduce acidity in wetlands. Sulphate is taken up by biological processes or reduced to hydrogen sulphide (Hemond, 1980; Gorham et al., 1984). Similarly, excess nitrate is transformed either by biological uptake or denitrification. However, there is a theoretical limit on the extent to which these processes can keep pace with a rise in sulphate and nitrate concentrations in precipitation (Hemond, 1980; Gorham et al., 1984; Urban et al., 1985).

Variation in water depth may affect the acidification process by altering the conditions in which redox processes take place. 'Drawdowns' during periods of drought cause the aeration of normally anoxic soils and peat, and this may oxidize organic sulphur or metallic sulphides to form sulphuric acid (Gorham et al., 1984). Other chemical buffering could come from aluminum and humic substances, but their capacity to resist acidification has not been measured (Gorham et al., 1984).

3.1.3 Biota Response

A review of the literature indicates that the role and dynamics of vegetation and organisms can be a major indicator and modifier of sensitivity in wetland ecosystems. Study of both of these characteristics has proven to be extremely useful to acid precipitation research because ecosystems affected by acid precipitation are exposed to multiple stresses (e.g. excess acid, nitrogen and sulphur) over an extended time frame.

Biological response can be studied at three levels: 1) floristic/faunal composition; 2) morphology; and 3) elemental composition (Grigal, 1972). Analysis of wetland flora and fauna reveals distinctive changes in the nature of both plant and animal communities along natural gradients of acidity (Gorham et al., 1984). This suggests that the study of organisms in a wetland would indicate whether or not that wetland was undergoing acidification. It has been suggested that bryophytes and microalgae are often the most sensitive plant species, as are small invertebrates, such as snails (Gorham et al., 1984). Amphibia, however, have also been identified as being sensitive to acidification, and may also be an indicator species (Glooschenko et al., 1985a).

3.1.4 Time Factors

When studying wetlands, consideration must be given to the fact that hydrological and hydrochemical processes are functions of time. Change and stress do not necessarily become evident immediately after the introduction of an external force like acid precipitation (Livingston and Loucks, 1979). It is important to differentiate between those processes that can be detected over the short term or over the long term. In the following section, hydrochemical and biological

criteria are discussed in terms of this compounding factor.

The capacity of buffering systems in some wetlands such as poor fens is limited. Over the short-term (e.g. several years), the system is likely to counteract the effects of acid precipitation. However, chronic exposure to this stress will likely result in a saturation of neutralizing sources and acidification will become evident within a decade (E. Gorham, pers. comm.). Hydrochemical investigations must take this 'assimilation capacity' of wetlands into consideration; that is, their ability to 'hide' or avoid short-term effects (Likens and Bormann, 1974).

Another temporal concern when studying wetlands is long-term change in hydrochemical cycles. These cycles can have different frequencies (diurnal, seasonal, annual, historical), and display several scales of time variability (Kadlec and Kadlec, 1979). Long-term changes in response to a factor like acid precipitation are difficult to assess, and may involve determination of a mean rate of change in the amplitude of the 'normal' cyclic variation.

Biological response to acid precipitation is also a function of time. This is particularly evident when studying the effects of acid precipitation on long-lived perennials in wetlands because, unless there are several effects, changes will be slow (Hutchinson and Havas, 1980). This is largely due to the deep rooting of these plants where changes in acidity may be less pronounced. They may therefore exhibit what Gorham (1957) has termed 'biological inertia'.

Thus, wetland sensitivity to acid precipitation is also a function of time because those criteria which are most important for describing sensitivity are themselves time-dependent. It is essential that this factor be taken into consideration when designing experiments to assess impact of acid precipitation on wetlands.

3.2 Wetland Sensitivity Rating

The five major wetland classes (bog, fen, swamp, marsh and shallow water) with nutrient "poor" or "rich" modifiers have been divided into four sensitivity categories based on the above intrinsic factors. This classification is a relative ranking of sensitivity to acid precipitation as proposed by Kessel-Taylor (1985). It is largely subjective in nature and requires verification by experimental and field observations. The four classes of sensitivity used are:

1 - low sensitivity
2 - moderate sensitivity
3 - moderate to high sensitivity
4 - high sensitivity

CLASS #1 - LOW SENSITIVITY
MARSHES, RICH SWAMPS, RICH FENS, AND SHALLOW WATERS

The effect of acid precipitation on marsh, rich swamp and shallow open water wetlands is likely to be negligible (E. Gorham, pers. comm.). Waters in these wetlands have circumneutral pH and have adequate buffering to neutralize incoming acid precipitation due to minerotrophic input of calcium, magnesium, sodium and potassium. Furthermore, the open flowing waters that are characteristic of marshes and shallow waters bring acid

precipitation into contact with buffering *sources*.

The effect of acid precipitation on rich fens (i.e. those with high alkalinity and minerotrophic waters) is likely to be minimal because of the buffering capacity of the surface waters. Exceptions to this rule exist. Seasonal field measurements of surface waters in a southern Ontario fen indicated a drop in pH from 6.0 to 4.0 between fall and spring sampling time (J. Riley, pers. comm.). This observation suggests that the increased water flow due to thawing conditions, coupled with the inaccessibility of frozen minerotrophic sediments that could otherwise neutralize incoming acid waters, caused this temporary drop in pH. Longer-term alterations in water chemistry or plant and animal life due to such pH fluctuations is not likely. This demonstrates the importance of water flow in influencing change in wetlands in response to acid precipitation.

Under most circumstances, the neutralizing capacity of the hydrochemistry of marshes, rich swamps, rich fens and shallow waters receiving acid precipitation should prevent a significant change in either the wetland or in the discharge waters. The hydrochemical and hydrological regimes of these wetland classes are such that acid precipitation should have minimal impact.

CLASS #2 - MODERATE SENSITIVITY
BOGS

Bogs are inherently acid, but it has been suggested that they may be vulnerable to adverse effects of acid deposition (Gorham, 1958; Johnson, 1981; Bayley, 1983). Their pH levels are below 4.5; hence, bicarbonates are no longer available to accommodate incoming hydrogen ions in acid precipitation. However, organic acids and aluminum, at these low pH values, will neutralize incoming acidity (Johannesen, 1980). The peat cation exchange capacity is already largely saturated with hydrogen ions generated by Sphagnum mosses and would provide only limited neutralization. The slow movement of water in a well decomposed peat (Bulavko, 1971) increases the contact with these neutralizing sources. If the potential to reduce acidity within bogs should be exhausted, an increase in acidity in this low pH environment due to acid precipitation may mobilize toxic metals such as aluminium, zinc, mercury and cadmium and initiate the loss of nutrients or basic cations. Either event would result in an inhibition of plant growth which could be assessed by field observations. Bogs, then, may suffer some adverse effects from acid precipitation.

The internal neutralizing capacity of bogs should be able to reduce acid precipitation in the discharge waters, although aluminum solubilization will be high, and may increase with increased levels of acid deposition. These wetlands are therefore identified as moderately sensitive.

CLASS #3 - MODERATE TO HIGH SENSITIVITY
POOR SWAMPS

Certain nutrient poor swamps, have only minor minerotrophic input. Ion input for cation exchange and bicarbonate buffering are limited. Their pH is therefore circumneutral and acid deposition could quickly exhaust the available neutralizing capacity. Also, water flow in poor swamps can often be channelized restricting the interaction of incoming

precipitation with plant and sediment substrates. In the event of a large influx of acid precipitation (e.g. heavy rain event, spring thaw), there may be a temporary drop in pH in those waters which have 'by-passed' neutralizing sources. Discharge waters would therefore not be neutralized and the potential to contribute to surface water acidification is high. Hence, some poor swamps could be ranked moderately to highly sensitive to acid precipitation. This scenario implies that the bicarbonate buffering capacity of the surface waters is saturated, which may or may not be true.

CLASS #4 - HIGH SENSITIVITY
POOR FENS

Certain forms of fen are likely to be quite sensitive to acid precipitation. It has been suggested that poor fens which are characterized by low alkalinity, low floristic diversity, slow water movement, low mineral input from surrounding soils, and having cation exchange complexes available only at the surface of the fen peat, are highly sensitive to acidification (Gorham et al., 1984). With low alkalinity and limited carbonate input, the bicarbonate buffering capacity would be rapidly consumed by acid precipitation. An influx of hydrogen ions in acid precipitation would leach bases from surface peats and cause the pH in surface waters to drop. Subsequent alterations in floristic composition of a poor fen may involve the invasion of acidophilic Sphagnum species. The resulting natural acidification of these fens would result in biological changes in response to the change in the chemical environment initiated by anthropogenic acidification as the fen shifts to bog conditions. Discharge waters would become increasingly acidic, contributing to surface water acidity.

3.3 Conclusions

The sensitivity criteria and classes discussed above are summarized in Table 2. These represent a 'first approximation' of intrinsic factors determining wetland response to acid precipitation. Investigation of these factors in field and laboratory studies would provide the evidence necessary to support or reject the proposed sensitivity ratings. The study of the moderately to highly sensitive wetland classes (e.g. bogs, poor swamps, and poor fens) may produce the information needed to reveal the effects of anthropogenic acidification in wetlands.

4.0 CURRENT RESEARCH ON WETLANDS AND ACID PRECIPITATION

The effects of acid precipitation on wetlands are receiving extensive attention from federal, provincial, and state governments and university researchers (Table 3). A brief review of current studies at seven institutions in eastern North America is presented. These include:

1) University of Minnesota, Minneapolis;
2) Freshwater Institute, Winnipeg;
3) Canadian Wildlife Service, Ottawa;
4) National Water Research Institute, Burlington;
5) Ontario Ministry of Environment, Toronto;
6) University of Toronto, Toronto; and
7) Lands Directorate, Ottawa

In addition, remarks on two scientific workshops examining aspects of acid

Table 2: Wetland Classes and their Relative Sensitivity to Acid Precipitation (Kessel-Taylor, 1985)

Wetland Class	Soil Characteristics	Chemistry of Dominant Water Source	Water Movement	Hydrochemistry	General Range In Acidity (pH)	Sensitivity of Wetland to Acid Deposition
Marsh	Predominantly Mineral: Some Peat Filled Depressions	Minerotrophic	Open Standing Water; Flowing Water	Mineral Rich - Dependent on Groundwater Sources	>6.0	Low
Shallow Water (<2m Deep)	Mineral	Minerotrophic	Flowing and Standing Water	Mineral Rich - Dependent on Groundwater Sources	>6.0	Low
Rich Swamp	Peat or Mineral	Minerotrophic	Gently Flowing to Standing Water	Mineral Rich - Dependent on Groundwater Sources	6.0-6.5	Low
Poor Swamp	Peat	Ombrotrophic With Minor Minerotrophic	Slow	Moderate Mineral Inputs	4.5-6.0	Moderate to High
Rich Fen	Peat	Minerotrophic	Gently Flowing	Mineral Rich - Dependent on Groundwater Sources	>6.0	Low
Poor Fen	Peat	Ombrotrophic With Minor Minerotrophic	Standing Water to Slow	Moderate Mineral Inputs	4.5-6.0	High
Bog	Peat	Ombrotrophic	Standing Water to Slow	Mineral Poor	<4.5	Moderate

This table is a summary of the general characteristics of each wetland class. There will be exceptions to each class.

Table 3: Highlights of Wetlands Acid Precipitation Research in Eastern North America to 1985

Agency	Study Location	Focus of Study
Dept. of Ecology and Behavioral Biology, University of Minnesota	Transect Minnesota to Newfoundland	. Ecology and Biochemistry of Sphagnum bogs in North America versus Europe . Monitoring of specific bog sites for long-term trends
Freshwater Institute Fisheries and Oceans Canada	Experimental Lakes Area, Ontario	. Monitoring of effects of artificial acidification of a bog and a poor fen
Canadian Wildlife Service, Environment Canada	Ranger Lake and Wanapitei Regions, Ontario	. Comparison of wetland biota variations in two acid precipitation loading zones . Characterization of wetland habitats
Inland Waters Directorate, and Canadian Wildlife Service, Environment Canada	Southwest Nova Scotia	. Impact of organic waters from peatlands on surface waters chemistry
Lands Directorate, Environment Canada	Southwest Nova Scotia	. Evaluation of role of land use management, fisheries management and wetlands in the salmon decline of rivers
Aquatic and Terrestrial Ecosystems Section, Ontario Ministry of Environment	Muskoka Region including Plastic Lake, Central Ontario	. Catchment monitoring to evaluate impact of acid precipitation on aquatic systems . Role of organic acids in water chemistry
Institute for Environmental Studies, University of Toronto and Canadian Wildlife Service, Environment Canada	Ontario: Dryden, Turkey Lakes, Sudbury and Muskoka	. Metal accumulation in mink and otter

precipitation research and wetlands are presented.

4.1 University of Minnesota, Department of Ecology and Behavioral Biology. (Dr. E. Gorham)

Two research projects have been designed to investigate the vulnerability of peatlands to acid precipitation. The first is a proposal to assess the vulnerability of peatland ecosystems to acid deposition and associated pollutants (Gorham et al., 1984). The project was submitted for funding to the National Science Foundation (United States), but, to date has not received financial support.

The objectives of this project would be to investigate: (1) the chemical processes involved in both natural and anthropogenic acidification of peatlands; and (2) the most significant responses of plant and plant communities to acidification. The approach would be a comparison of peatland development in poor fens with and without exposure to substantial acid deposition. Conclusions drawn from the study would then be tested by a second study involving the experimental acidification of a poor fen.

The second project, underway since 1981, examines the ecology and biochemistry of Sphagnum bogs in North America with specific detailed studies at several sites including the Luther Bog in Minnesota. While this study does not specifically address the effect of acid deposition on wetlands, observations of the general influence of air pollution on bog water chemistry have been made (Gorham et al., 1985).

The objectives of this research are to: (1) examine the environmental factors controlling the chemistry of bog waters; (2) compare the chemistry of bog waters in the mid-continental and the eastern oceanic regions in North America with those in Ireland and England; and (3) investigate the causes of their acidity.

Twenty-eight bog sites were selected along a transect from Manitoba to Newfoundland. For comparison, three bogs in northern England (in the Southern Pennine Mountains, where the air pollution is severe) and two maritime bogs in Ireland were included in the study. Water samples were analysed for various chemical parameters (e.g. pH, ion concentrations, dissolved organic carbon). A complete flora of the vascular plants, bryophytes, and lichens was made of each site, as well as estimates of cover and dispersion of each species. Bogs were cored to basal mineral soil in order to investigate peat accumulation rates, paleoecology, and chemical stratigraphy. Surface water was sampled and analysed for major ions and trace metals.

The hydrochemical data was interpreted in terms of acid deposition input. It was found that elevated levels of pollutants were not detected in bogs receiving urban/industrial emissions of sulphur and nitrogen oxides. This was attributed to several factors. First, nitrogen, an essential plant nutrient that is often limited in bog environments, likely is being taken up by plants, as well as undergoing microbial reduction and denitrification. These processes would account for the fact that nitrate was usually undetectable in bog water samples, despite high concentrations in the precipitation along the transect. Second, concentrations of sulphate are likely being lowered by microbial reduction close to

the water table. This would explain why the average sulphate measurement was appreciably less than that of the precipitation across the transect (Gorham et al., 1985).

Further interpretations of the sulphate and acidity data have recently been undertaken (Urban et al., 1985). A trend toward increasing sulphate concentrations from west to east across the same transect was observed, and was shown to be correlated to the gradient in sulphate deposition. However, the small amount of sulphate input retained within bogs was shown to be highly dependent upon hydrological factors. The fraction of sulphate retained decreases as the fraction of precipitation going to run-off increases. It was recognized that this interaction between water movement and sulphate reduction makes it impossible to define a fixed sulphate loading that would result in the acidification of bogs. It was suggested that bogs sampled in Maine may be experiencing anthropogenic acidification.

Acidity balances were compared across the transect. A subtle shift in organic versus mineral acidity production was observed, with the importance of mineral acidity increasing eastward along the transect. It was concluded that eastern bogs were predisposed to further acidification by acid deposition due to: (1) decreased water retention times in these maritime bogs which results in a corresponding decrease in sulphate reduction; and (2) high rates of organic and mineral acidity production which neutralize the low input of alkalinity.

In summary, it can be stated that bogs have a large capacity for sulphate reduction. This becomes an increasingly important source of alkalinity as rates of sulphate deposition increase. It was this finding that prompted Gorham et al. (1985) to conclude that sulphate reduction made the effect of anthropogenic sulphate negligible. The ability of bogs, however, to counter the affects of acid deposition appears to be limited (Urban et al., 1985). Specific monitoring studies of the Luther Bog in Minnesota by Dr. N. Urban are continuing.

4.2 Fisheries and Oceans Canada, Freshwater Institute. (Dr. S. Bayley)

The project by Fisheries and Ocean Canada is designed to provide background data for the future experimental acidification of a wetland. The study is located in the Experimental Lakes Area (ELA), northwestern Ontario, an area receiving low levels of acid precipitation. The project consists of base line data collected prior to the acidification of a bog, and data collected during the acidification process.

The initial study provides quantitative and comparative information on the vegetation of selected bogs. These data were analysed with respect to chemical and hydrologic variables prior to artificial acidification (Bayley, 1983; Bayley and Schindler, 1985; Vitt and Bayley, 1984).

Of particular interest is the surface water chemistry data. Water samples were analyzed for pH, corrected conductivity, alkalinity, Ca, Mg, Na, Mn, K, Fe, Cl, N_2O_3, and SO_4. These describe hydrochemical characteristics of bogs which receive low levels of acid precipitation. In addition to this general qualitative data, surface water samples from one bog in particular were

analysed weekly during an ice-free season from stations at inflows and outflows of the bog. In this way, changes in water chemistry brought about by bog vegetation were established. Results indicate that concentrations of Ca, Mg, SO_4, N_2O_3 and alkalinity were significantly lower leaving the bog than entering it, while hydrogen ion concentration was significantly higher leaving the bog. Associations between physical and chemical parameters and species dominance patterns were revealed. Vegetation communities exist as a series of gradients with individual plant species occupying overlapping habitat ranges.

The information on the pre-acidification state of these wetlands is a reference to which changes resulting from the artificial acidification are being compared. Extensive physical and chemical baseline data are available on other wetlands in the ELA (Wickware and Rubec, 1976). Both of these studies have valuable descriptions of wetland ecosystems in an area receiving minimal acid input; such information could provide essential reference material with which to compare data from affected wetlands.

The purpose of the second stage of the acidification project is to determine the effects of known concentrations and volumes of sulphate, nitrate and hydrogen ions on the vegetation and chemistry of a poor fen in an area that currently receives low levels of atmospheric pollutants (Bayley and Schindler, 1985). Acidification was accomplished by using a 50/50 equimolar mixture of concentrated H_2SO_4 and HNO_3, added to water pumped from a nearby lake, and sprayed from small irrigation nozzles over the 2.66 ha of wetland each month during the ice-free season in 1984 and three months in 1983. Each time the irrigation water (pH 3) was sprayed for a 4-5 hour period. This was followed by a 30 minute rise of lake water at pH 5-7.

To date, results indicate that all sulphate and nitrate additions to the wetland disappeared rapidly. Sulphate returned to background concentrations within seven days and nitrate after one day. Laboratory experiments confirmed these field observations, for it was shown that Sphagnum spp. were able to remove additions of sulphate and nitrate within 12 hours of application. It was observed that sulphate reduction occurred in the top 10 cm of saturated moss. This was subsequently simulated in minerotrophic areas by addition of sulphate during acidic rain events. Addition of acid to Sphagnum spp. in the field caused a measurable increase in growth. There was no change in decomposition of Sphagnum litter in bags embedded in the bog exposed to acid spray. Birch leaves, however, did undergo greater decomposition in the acidified area. In general, trace metal (Al, Cu, Fe, Mn, Zn) concentrations did not increase due to acidification. There was no effect of acidification on the emergence of insects.

Future plans are to continue the wetland acidification program. A major observation thus far is that the bog appears to be a sink for both sulphate and nitrate with no obvious or early detrimental effects. It is suggested that the effect of acidification on wetlands is a long-term phenomenon which manifests itself only after extended exposure to the pollutants.

4.3 Environment Canada, Canadian Wildlife Service, Ontario Region. (Dr. P. Blancher)

The Canadian Wildlife Service is undertaking a study of the effects of acid deposition on wetland wildlife in the Ranger Lake and Wanapitei areas of northeastern Ontario. These two areas have different mean annual amounts of acid loading (Blancher, 1984, 1985a, 1985b). Wanapitei, northeast of Sudbury has a much higher rate than Ranger Lake, northeast of Sault Ste. Marie, Ontario. The project began in 1984 and is expected to continue through to 1986.

A preliminary field survey was done in 1984 to locate wetlands and characterize their vegetation, aquatic invertebrates, and water chemistry in preparation for an intensive 1985 field survey (Blancher, 1984). Results from this initial survey indicate that high input of acid deposition in wetlands at Wanapitei is reflected in the water chemistry of the wetlands. These wetlands are more acidic and have higher concentrations of sulphate and metals than those in the Ranger Lake study area.

Research is continuing in order to further characterize wetland habitats in these two areas. Data have been collected on peatland morphology, hydrology, physiognomy, peat type, water chemistry, flora, and fauna. Of particular interest is the response of selected groups of peatland fauna to acid deposition. Comparisons will be made between the two areas of aquatic invertebrates, cyprinid fish, breeding amphibians, waterfowl, insectivorous birds, and shrews.

This project is specifically designed to determine whether or not acid deposition input can be detected in areas receiving low acid loading. Preliminary results, which agree with the findings of Urban et al. (1985), suggest that regional differences are discernable.

4.4 Environment Canada, Inland Waters Directorate, National Water Research Institute. (Dr. R. Bourbiniere)

The Inland Waters Directorate is examining the impact of organic waters from peatlands on aquatic ecosystems by investigating the contribution of organic acids to surface water acidity. Sampling of selected lakes and rivers throughout Nova Scotia began in 1984, and will continue through 1986.

Seasonal samples were taken from coloured bog, creek and river waters at Barrington Bog, Beaverskin and Pebbleloggitch Lakes and at river sites in Kejimkujik National Park, Nova Scotia. Laboratory work involved the fractionation of dissolved organic matter into humic acid and six sub-fractions of fulvic acid. Results indicate that bog waters generally contain acidic fractions of fulvic acid, while lake waters associated with bogs have both acid and neutral organic components; it is suggested that the neutral fraction is due to soil runoff. Rivers sampled some distance from their source had high proportions of humic acid, indicating that chemical changes had occurred under these more aerated conditions.

Reports addressing aluminium fractions in water samples from selected acid stressed sites are currently underway (R. Bourbiniere, pers. comm.). Work in the future will monitor

the Mersey and Clyde Rivers, and Beaverskin and Pebbleloggitch Lakes in Nova Scotia.

This work is being done in cooperation with Dr. J. Kerekes (Canadian Wildlife Service, Atlantic Region) who is involved in the Kejimkujik calibrated catchments program, investigating the aquatic and terrestrial effects of long range transport of air pollutants. Between 1978 and 1983, data were collected in this area on three lake basins which are sensitive to acid precipitation. The influence of peatland drainage on the chemical composition of the lakes in these drainage basins is currently being studied.

An analysis of water quality data in the tributaries of the Kejimkujik catchments indicates that while considerable organic acidity is present in coloured waters, anthropogenic sulphur further increases the acidity of these waters, particularily at times of high discharge (Kerekes et al., 1985a). A study of sources of sulphate ions and acidity in wetlands and lakes in Nova Scotia, discovered that during the ice free period, sea salt corrected sulphate concentrations range from approximately 45 meq/L in the south end of the province, to 30 meq/L in the Kejimkujik area, to less than 17 meq/L in the northern areas, and average 85 meq/L in the Halifax area. These reflect the atmospheric deposition pattern of sulphate (Kerekes et al., 1985b).

4.5 Ontario Ministry of the Environment, Aquatic and Terrestrial Ecosystems Section. (Dr. P. Dillon)

Dr. P. Dillon leads a project monitoring ion fluxes in twenty-four catchments in Ontario in order to determine the effects of acid deposition on these lake systems. While the focus of this work does not deal directly with wetlands, a few of the watersheds under study do contain wetland areas and in this way specific information about acid precipitation and wetlands has been obtained.

The research has evaluated the importance of organic acids relative to mineral acids entering Plastic Lake, a lake surrounded by Sphagnum-conifer swamps. Water flowing into the lake was sampled biweekly during the spring run-off season in 1982 and analysed for major ion concentrations. The results indicate that, at certain times throughout the season, inflow to the lake that drains the swamps contributes significantly to the acidity of the system. However, on an annual basis, organic acids are not the major source of acidity for this catchment; anthropogenically-derived sulphuric acid is the primary source. During peak flow, sulphate anions (from acid deposition) dominate the anion chemistry, accounting for 83% of the total anions. This percentage drops during low flow in the summer months due to the seasonal anoxia in upstream Sphagnum-conifer swamps at this time. It is only then that organics become the largest source of acidity (LaZerte and Dillon, 1984).

Monitoring of these catchments will continue in the future. Information pertaining to the influence of wetlands on the total acidity of these catchments should continue to emerge from such data.

4.6 University of Toronto, Institute for Environmental Studies. (Dr. C. Wren)

Dr. C. Wren is conducting a study for the Canadian Wildlife Service, Environment Canada,

evaluating metal accumulation in wild mink and otter in Ontario as a result of environmental loading and availability (Wren and Stokes, 1985). While mink and otter inhabit wetlands only as part of larger home ranges, this study will be useful for the identification of the possible biological effects of acid precipitation on wildlife associated with wetlands. Work began in 1983 and is expected to continue through 1986. Field work has been completed and current efforts are being directed towards completing the analysis of metal content of tissue and food samples.

Four areas in Ontario were selected for this study: Dryden (English-Wabigoon Rivers), Turkey Lakes, Sudbury, and Muskoka. Preliminary data indicate that regional differences occur in metal concentrations. The final report will address the problem of the potential for toxic metals (from atmospheric deposition and their increased mobility due to acidification) to accumulate in wildlife and will also assess the toxicity hazard of present metal levels to mink and otter populations in Ontario.

4.7 Environment Canada, Lands Directorate (Ms. I. Kessel-Taylor)

The decline and eventual extinction of Atlantic salmon (Salmo salar) in southwest Nova Scotia has been attributed to surface water acidification as a result of increasing levels of acid precipitation. Upon closer examination of this region, it is possible to identify several unique local factors which could have had significant effect on the local salmon population and surface water acidity. These are: (1) historic salmon harvesting practices; (2) changes in land management practices; and (3) the occurrence of acid soils and wetlands which contribute to the natural acidity of surface waters. Examination of these local factors and consideration of their role in affecting fishery decline and surface water acidification can aid in evaluating the relationship between acid precipitation, surface water acidification and salmon decline in this region.

A case study of the decline in Atlantic salmon was undertaken for the Clyde River, southwest Nova Scotia. Results indicate that (1) historically, fish management practices have repeatedly depleted the salmon stocks of the river; (2) land management changes have increased soil acidity through reforestation of previously burned and cut-over areas; and (3) wetlands significantly influence surface water acidity. Acid precipitation and its resultant impact on surface water acidity has been superimposed onto these factors. It is the combination of all these factors which have contributed to the decline and extinction of Atlantic salmon from this region (Kessel-Taylor, 1986).

The study also correlates the area of wetland within a watershed to surface water quality measurements. To do so, nine additional rivers from Nova Scotia were selected to permit statistical correlations. It was found that in seven of the watersheds selected, highly coloured water and wetland area within the watershed are generally related. In the remaining three watersheds with clear water rivers, wetlands did not appear to significantly influence water quality and no relationship to wetland area is evident.

4.8 NATO Advanced Research Workshop on Effects of Acid Deposition on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. Toronto, Ontario. May 12-17, 1985

Participants directly involved in the discussion of acid deposition and wetlands were Eville Gorham (USA), John Lee (UK), Richard Clymo (UK), Noel Urban (USA), Steven Norton (USA), John Jeglum (Canada), Magda Havas (Canada), David Schindler (Canada), Suzanne Bayley (Canada) and Joseph Kerekes (Canada).

At the outset of the meeting, it was decided that the more specific term 'peatlands' should be used instead of the general term 'wetlands' when discussing the impact of acidic deposition, because little stress is expected to occur in well-buffered systems such as marshes and rich swamps. Problems deserving of study were identified and the following research recommendations were made.

(1) Continued study of the acidity/alkalinity budgets of peatlands is needed to identify sources and sinks of acidity and to enable the relative rating of the importance of acid deposition in ecosystem acidification. The hydrologic budget, cation/anion balance and microbiological changes associated with the geochemical regime are equally important factors involved in peatland acidity that are in need of further investigation.

(2) More peatland acidification experiments should be initiated. They should be continued long enough to identify changes in community composition, biogeochemical cycling and general metabolism.

(3) Paleoecological studies are needed to determine patterns of change in ecosystem properties that occurred prior to the onset of monitoring. These analyses are an important supplement to short- and long-term monitoring of sites at which acidification experiments are under way.

(4) Continued experimentation with Sphagnum moss species to study gaseous pollutants and their transformations are needed.

(5) Determination of the effects of acid precipitation on forest trees in bogs is essential; in particular, a search should be made for symptoms similar to those observed in some terrestrial coniferous forests receiving acidic deposition.

(6) Trace metal speciation and mobility should continue to be examined. More information is needed on the influence of acidity on metal speciation and on the interaction of metals with organic acids.

4.9 Organic Acidity Workshop, ESSA Environmental and Social Systems Analysts Limited. St. Andrews, New Brunswick December 3-5, 1985

This workshop sponsored by Environment Canada and Fisheries and Oceans Canada, provided a forum for discussion and a structured review of the sources and importance of organic acidity in surface waters and its effects on aquatic biota (ESSA, 1986). The focus was on processes which contributed to the production of organic acidity, interactions between organic and mineral acidity, and their effects on aluminum solubility and speciation. Wetlands were discussed in terms of their

contribution to overall aquatic acidity and modification.

The workshop identified several specific research needs:

(1) a re-examination of existing data on wetlands and surface waters. Valuable information on wetland vegetation, chemistry and distribution is currently available. Such information can be used as a basis for future studies;

(2) further characterization of the dissolved organic carbon component of surface waters by use of a method that does not overlook important differences between fractions or classes of compounds;

(3) research on the role of wetlands in controlling surface waters chemistry;

(4) characterization of wetland types, measurement of internal and export chemistry; and

(5) development of surface water acidification models that include organic acidity.

5.0 EXAMPLE OF A WETLAND DATA BASE FOR REGIONAL RESOURCES AT RISK ASSESSMENT: ONTARIO

Regional assessments of the effects of acid precipitation on wetlands and degree of resources at risk could be made by comparing existing chemical and biological data from sites with and without exposure to substantial acid deposition. This section presents a review of an available peatland data base in Ontario, which could be useful as a basis for a wetland sensitivity assessment. It is intended only as an example of a data base application. Similar peatland and wetland data bases in New Brunswick, Nova Scotia, Newfoundland, and elsewhere may also be appropriate as examples for an assessment of all of eastern Canada. The objective of this review is to examine the parameters of data sources needed to produce a geographical comparison of the status of abiotic and biotic variables in wetlands receiving a range of acidic input.

It should be emphasized that results from such a geographical survey would only establish a correlation between measured acidic input and observed impact; conclusions from this type of investigation must be tested by experimental methods (i.e. artificial acidification) in order to establish a causal relationship between biotic changes and decreased pH (or secondary ecosystem interactions, such as elevation of trace metals). Such surveys should be viewed only as preliminary steps when determining the impact of acid precipitation, providing initial evidence of sensitive components in the ecosystem.

5.1 Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Geological Survey, Peatland Inventory Project. (Mr. J. Riley)

The main objective of the Ontario Peatland Inventory Project has been to evaluate the resource potential of the province's peat deposits. Of particular relevance to acid precipitation impact assessment is the fact that this study has obtained extensive floristic, hydrochemical and peat chemistry data on wetlands located throughout the province. The project was initiated in 1982

and is expected to continue until 1986. Study areas were selected to be representative of areas of considerable peat resources. Peatlands in these areas were surveyed to provide information on the following: elevation and depth contour mapping, volume calculations, peatland classification, peat type profiles and peat humificiation profiles. Types of peatland vegetation were also mapped at individual sites. Extensive reports on these study areas have been published as open file reports by the Ontario Geological Survey (Riley, 1983, 1984). Further summary reports on peat chemistry and hydrochemistry should be available in 1986.

Since 1982, a total area of over 107 000 ha have been investigated, within which 152 sites were studied in detail and 264 other sites were selected for study at a reconnaissance level in order to generate recommendations for possible detailed investigations in the future.

Detailed wetland sites were characterized in terms of substrate, percentage tree cover, stump content, cover type, microtopography and peatland classification. As well, peat core analyses included data on cation exchange capacity, conductivity, pH-H_2O, pH-$CaCl_2$, nitrogen, sulphur, hydrogen and several trace metals (Hg, Ca, Fe, Pb, Al, P, K, Mg, Mn, Cu, and Zn).

These same data would be useful in a comparative, geographical survey investigating potential sensitivity to acid precipitation of the chemical and biological characteristics of wetlands. The study areas are located throughout Ontario and thus receive varying loadings of acid precipitation. Vegetation and hydrochemical characteristics from this study could be compared with gradients of acid loading using data from deposition monitoring networks (e.g. CANSAP/CAPMON) to determine whether or not correlations exist between measured input and impact. Selected key wetlands could also be used as a basis for long term monitoring.

Information in this Ontario project could be used as follows:

(1) Identification of areas in the province that receive low, moderate, and high acid precipitation loading;

(2) Selection of wetlands of approximately equal size and comparable peatland types in each of the different acid precipitation loading zones;

(3) Comparison of floristic data among these wetlands, noting presence or absence of indicator species that could correspond to changes in chemistry due to acid loading; and

(4) Comparison of chemical data, such as concentrations of sulphate, nitrate, and trace metals, to determine whether levels of incoming acidity are reflected in wetland chemical characteristics.

5.2 Conclusions

While the data in the Ontario Peatland Inventory Project were collected to characterize peat resources and not the impact of acid precipitation, they may assist in regional sensitivity assessments and selection of long term monitoring sites for wetlands. Conclusions from these studies could be a starting point for the assessment of the

impact of acid precipitation on wetlands and as such, would assist in development of more precise indices of sensitivity.

6.0 SUMMARY AND RECOMMENDATIONS

The importance of studying the impact of acid precipitation on wetlands is well recognized, although the role of wetlands in the environment and their vulnerability to acid deposition is still poorly understood.

Reports indicate that nutrient poor wetlands are strong sinks for sulphate, nitrate and ammonia ions found in acid precipitation. There are assumed limits to the amount of acidic input which can be assimilated without changes occurring in the hydrochemical regime of these sensitive wetlands. Poor fens, poor swamps and bogs are cited as being the wetland classes in Canada most vulnerable to acidification.

Only initial evaluation of the responses to acid precipitation of wetlands has been under taken. Some examples are the artificial acidification experiment of a bog at the Experimental Lakes Area in Ontario and monitoring studies at Plastic Lake in Ontario, the Luther Bog in Minnesota, and in Kejimkujik National Park in Nova Scotia. Regional surveys of wetlands within areas affected by acid precipitation (Blancher, 1985b; Gorham *et al.*, 1985; Urban *et al.*, 1985) have also been attempted but more comprehensive studies in eastern Canada would be valuable.

Further work needs to be initiated to determine the kinds of alteration which might be expected from acidic input, to identify early-warning indicators of damage, and to counter the effects of acid precipitation on wetlands.

Recommendations

Specific recommendations that can be drawn from the conclusions outlined in each section of this paper include the following in terms of (i) wetland functions and (ii) wetland sensitivity.

Wetland Functions

(1) More detailed acidity/alkalinity budget and cation/anion balance studies in wetlands are required to evaluate the impact of acid precipitation on these ecosystems.

(2) Further artificial acidification experiments of wetlands are important to elucidate the response of non-acid stressed wetlands to acid precipitation.

(3) Documentation of the effects of acid precipitation on the normal functioning of vegetation in wetlands is needed, particularly in field situations in relations to alterations and stress on these species.

(4) Study of the effects of acid precipitation on indicator floristic species needs to be expanded, particularly with *Sphagnum* spp.

(5) Evaluation of indirect effects of acid precipitation on wildlife through the impact on habitat and food chains is needed.

(6) Further studies of wetland hydrological budgets are needed, in particular the role of waterflow, water depth, flushing rates, and seasons.

(7) The role of organic acids in wetlands and their interactions with heavy and trace metals needs to be examined in much more detail, in particular as it affects or contributes to aquatic ecosystem acidity and modification.

Wetland Sensitivity

(1) Field testing is needed on the assumptions and initial criteria used in developing the wetland sensitivity classification presented in this report.

(2) Regional evaluations and synthesis for eastern Canada of information on the distribution of sensitive wetland classes is needed to assist in assessing aquatic resources at risk and in developing aquatic response models.

(3) The role of natural variations in hydrological regimes in relation to wetland sensitivity needs to be addressed.

(4) Studies on wetland biota and flora along acidity gradients in the various wetland classes in Canada would be useful in identification of acidification indicator species. These may include bryophytes, microalgae, small invertebrates, and amphibians.

(5) Identification of regional and natural variations in wetland flora and biota in individual wetland classes is important to properly separate anthropogenic versus natural influences in wetlands.

(6) Temporal aspects of impacts on wetlands, such as a temporary "assimilation capacity" to mask short-term effects, must be considered in design of wetland monitoring and impact studies.

(7) Moderate and high sensitivity wetland classes, specifically bogs, poor fens and poor swamps, should be the focus of more site specific monitoring experiments and of regional wetland distribution surveys wherever possible.

7.0 REFERENCES

Bache, B.W. 1984. Soil-water interactions. Phil. Trans. R. Soc. London. B305: 393-407.

Bayley, S. 1983. Interim Report for Effects of Acid Precipitation on the Mobilization of Toxic Trace Metals From Bogs to Freshwater Fish Habitats. Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba. 35 p.

Bayley, S. and D.W. Schindler. 1985. Sources of alkalinity in Precambrian Shield watersheds under natural conditions and after fire or acidification. Presented at NATO Advanced Research Workshop on Effects of Acid Precipitation on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. Toronto, Ontario. May 1985. 29 p.

Blancher, P.J. 1984. Ecological Survey of Wetlands in the Wanapitei and Ranger Lake Study Areas (LRTAP). Canadian Wildlife Service, Ontario Region, Ottawa, Ontario. Unpublished.

Blancher, P.J. 1985a. Background Information For the Study of the Effects of Acid Precipitation on Wetland Wildlife. Canadian Wildlife Service, Ontario Region, Ottawa, Ontario. Unpublished.

Blancher, P.J. 1985b. Plan of Study for Looking at the Effects of Acid Rain on Wetland - Dwelling Wildlife. Canadian Wildlife Service, Environment Canada. Ontario Region, Ottawa, Ontario. Unpublished.

Bourbiniere, R. personal communication. 1985. National Water Research Institute, Inland Waters Directorate, Environment Canada. Burlington, Ontario.

Braekke, F.H. 1978. Ion transport and sulphur turnover in peatlands. I. Effects of acid precipitation on peat monoliths under controlled temperature and groundwater regimes. SNSF project, IR37/78, 178 p.

Braekke, F.H. 1980a. Ion transport and sulphur turnover in peatlands. II. Soil and hydrochemical characteristics for peatland sites in south Norway. SNSF-project, IR60/80, 86 p.

Braekke, F.H. 1980b. Sulphate dynamics in natural environments. Preliminary results from case study. In Ecological Impact of Acid Precipitation. D. Drablos and A. Tollan (eds.). Proc. of an Int. Conf. Sandefjord, Norway. pp. 156-157. SNSF project.

Braekke, F.H. 1981. Hydrochemistry of high altitude catchments in south Norway. Medd. Norsk Institutt for Skogforskning 36: 8-11.

Bulavko, A.G. 1971. The hydrology of marshes and marsh-ridden lands. Nature and Resouces. UNESCO. 7(1): 12-15.

Canada-United States. 1983. Memorandum of Intent on Transboundary Air Pollution. Work Group I on Impact Assessment, Final Report and Appendices. Burlington, Ontario.

Carter, V., M.S. Bedinger, R.P. Novitzki and W.O. Mitchell. 1978. Water Resources and

Wetlands. In Wetland Functions and Values. The State of Our Understanding. Proc. of the National Symposium on Wetlands. P.E. Greeson, J.R. Clark and J.E. Clark (eds.) Lake Buena Vista, Fla. pp. 344-376.

Clymo, R.S. 1983. Peat. In Ecosystems of the World, Mires: Swamp, Bog, Fen, and Moor. 4A General Studies. A.J.P. Gore (ed.) Elsevier, New York, N.Y.

Cowell, D.W. 1980. Project proposal for initial wetland LRTAP research. Lands Directorate, Environment Canada. Burlington, Ontario.

Cowell, D.W. 1986. Assessment of Aquatic and Terrestrial Acid Precipitation Sensitivities for Ontario. APIOS Report (In Preparation). Environment Canada and Ontario Ministry of the Environment. Toronto, Ontario.

Cowling, E.B. 1979. Effects of acid precipitation and atmospheric deposition on terrestrial vegetation. Environ. Profess. 1: 293-301.

Cox, R.M. 1983. Sensitivity of forest plant reproduction to long-range transported air pollutants: in vitro sensitivity of pollen to simulated acid rain. New Phytol. 95: 269-276.

DesGranges, J.L. 1982. Are birds affected by acid rain?. Milieu 26: 21-23.

DesGranges, J. (ed.) 1985. L'acidité des lacs et les canards. Environment Canada and Ducks Unlimited (Canada). Ste. Foy, Quebec.

DesGranges, J.L. and M. Darveau. 1985. Effects of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Quebec. Holarctic Ecology 8(3): 181-190.

ESSA Environmental Systems and Social Analysts Ltd. 1986. "Brown Waters": Relative importance of external and internal sources of acidification on catchment biota. LRTAP Workshop No. 5. LRTAP Liaison Office, Environment Canada. Downsview, Ontario.

Evans, L.S. 1982. Effects of acidity in precipitation on terrestrial vegetation. Water, Air, and Soil Pollution 18: 395-403.

Ferguson, P., J.A. Lee and J.N.B. Bell. 1978. Effects of sulphur pollutants on the growth of Sphagnum species. Environ. Pollut. 16: 151-162.

Frank, A., L. Peterson, and T. Morner. 1981. Lead and cadmium contents in organs of moose, roe deer, and hare. Svenk Veterinartidning 33: 151-156.

Glaser, P.H., G.A. Wheeler, E. Gorham and H.E. Wright. 1981. The patterned mires of the Red Lake Peatland, northern Minnesota: vegetation, water chemistry and land forms. J. Ecol. 69: 575-599.

Glooschenko, V. and W. Stevens. 1985. Sources of acidity in wetlands near Sudbury, Ontario. (In press) Science of the Total Environment.

Glooschenko, V., W. Weller and C. Eastwood. 1985a. Distribution and abundance of

amphibians in a pH-stressed area adjacent to Sudbury, Ontario. Technical Report, Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario. 30 p.

Glooschenko, V., R. Baehre, and C. Wedeles. 1985b. Sampling design for study of metal accumulation in Ontario moose and deer. Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Toronto, Ontario. Unpublished Report.

Glooschenko, V., P. Blancher, J. Herskowitz, R. Fulthorpe and S. Rang. 1985c. Association of wetland acidity with reproductive parameters and insect prey of the Eastern Kingbird (Tyrannus tyrannus) near Sudbury, Ontario. Poster presentation, Muskoka International Conference on Acidic Precipitation. Dorset, Ontario. Sept. 1985.

Glooschenko, W.A. 1985. personal communication. National Water Research Institute, Inland Waters Directorate. Burlington, Ontario.

Goode, D.A., A.A. Marsan and J.R. Michaud. 1975. Water Resources. In Muskeg and the Northern Environment in Canada. R. Radford (ed.) Proc. of the 12th Muskeg Conf. pp. 299-330.

Gorham, E. 1957. The development of peatlands. Q. Rev. Biol. 32: 146-166.

Gorham, E. 1958. Free acid in British soils. Nature (Lond.) 181: 106.

Gorham, E. 1967. Some aspects of wetland ecology. In Tech. Mem. Nat. Res. Counc. Can., Assoc. Comm., Geotech. Res. No. 90. pp. 20-38.

Gorham, E. 1985. personal communicatcn. Dept. of Ecology and Behavioral Biology, University of Minnesota. Minnesota.

Gorham, E., S.E. Bayley and D.W. Schindler. 1984. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: A neglected field of "acid-rain" research. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1256-1268.

Gorham, E., S.J. Eisenreich, J. Ford, and M.V. Santelmann. 1985. The chemistry of bog waters. In Chemical Processes in Lakes. W. Stumm (ed.). Wiley and Sons, New York, N.Y. pp. 339-363.

Gosselink, J.G. and R.E. Turner. 1978. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. In Freshwater Wetlands. Ecological Processes and Management Potential. K.E. Good et al (eds.) Academic Press. New York, N.Y.

Grigal, D.F. 1972. Plant indicators in ecology. In Indicators of Environmental Quality. W.A. Thomas (ed.). Plenum Press, New York. pp. 257-267.

Havas, M. 1980. A study of the chemistry and biota of acid and alkaline ponds at Smoking Hills, N.W.T. Ph.D. thesis, Univ. of Toronto. Toronto, Ontario.

Hemond, H.F. 1980. Biogeochemistry of Thoreau's bog, Concord, Massachusetts. Ecological Monographs 50: 507-526.

Hutchinson, T.C. and M. Havas (eds.) 1980. Effects of Acid Precipitation on

Terrestrial Ecosystems. Plenum Press. New York, N.Y.

Johannesen, M. 1980. Aluminum: a buffer in acidic water? In Ecological Impact of Acid Precipitation. D. Drablos and A. Tollen (eds.) SNSF project. p. 222-23.

Johnson, A.H. 1979. Evidence of acidification of headwater streams in the New Jersey pinelands. Science 206: 834-35.

Johnson, D.W. 1981. The natural acidity of some unpolluted waters in southeastern Alaska and potential impacts of acid rain. Water, Air and Soil Pollution 16: 243-252.

Kadlec, R.H. and J.A. Kadlec. 1979. Wetlands and water quality. In Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding. Proc. of the National Symposium on Wetlands. P.E. Greeson, J.R. Clark and J.E. Clark (eds.). Lake Buena Vista, Fla. pp. 436-456.

Kerekes, J., S. Beauchamp, R. Tordon and T. Pollock. 1985a. Sources of sulphate ions and acidity in wetlands and lakes in Nova Scotia. Manuscript B-2-p67. Presented at Muskoka International Conference on Acidic Precipitation. Dorset, Ontario. September, 1985.

Kerekes, J., S. Beauchamp, R. Tordon, C. Tremblay and T. Pollock. 1985b. Organic versus anthropogenic acidity in the tributaries of the Kejimkujik watersheds in western Nova Scotia. Manuscript B-2-p48. Presented at Muskoka International Conference on Acidic Precipitation. Dorset, Ontario. September, 1985.

Kessel-Taylor, I. 1986. An Examination of Alternative Causes of Atlantic Salmon Decline and Surface Water Acidification in Southwest Nova Scotia. Working Paper No. 46, Lands Directorate, Environment Canada. Ottawa, Ontario. 42 p.

Kessel-Taylor, I. 1985. Wetland Sensitivity to Acid Deposition in Canada. Draft Acid Precipitation Research Fact Sheet. Unpublished. Conservation and Protection. Environment Canada, Ottawa, Ontario.

LaZerte, B.D. and P.J. Dillon. 1984. Relative importance of anthropogenic versus natural sources of acidity in lakes and streams of central Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1664-1677.

Li, L.K. 1985. Acid Precipitation Sensitivity Evaluation of Quebec. Ecological Land Classification Series No. 20. Part B pp. 79-87. Lands Directorate, Environment Canada. Ottawa, Ontario.

Likens, G.E. and F.H. Bormann. 1974. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. Bioscience 24:447-456.

Livingston, R.J. and O. Loucks. 1979. Productivity, trophic interactions, and food-web relationships in wetlands and associated systems. In Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding. Proc. of the National Symposium on Wetlands. P.E. Greeson, J.R. Clark and J.E. Clark (eds.) Lake Buena Vista, Fla. pp. 458-472.

Mattson, P., L. Albanus, and A. Frank. 1981. Cadmium and some other elements in liver and kidney from moose (Alces alces). Var Foda 8-9: 345.

McNicol, D.K., B.E. Bendell and R.K. Ross. 1985. Waterfowl and aquatic ecosystem acidification in northern Ontario. Presented at Muskoka International Conference on Acidic Precipitation. Dorset, Ontario. September, 1985.

National Academy of Sciences. 1981. Atmosphere-Biosphere Interactions: Toward a Better Understanding of the Ecological Consequences of Fossil Fuel Combustion. National Academy Press, Washington, D.C.

National Wetlands Working Group. 1986. Canada's Wetlands. Map Folio: a) Wetland Regions of Canada; b) Wetland Distribution in Canada. Energy, Mines and Resources Canada and Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Riley, J.L. 1983. Peatland Inventory Project. Ontario Geological Survey Miscellaneous Paper 116. Toronto, Ontario.

Riley, J.L. 1984. Peatland Inventory Project. Ontario Geological Survey, Miscellaneous Paper 119. Toronto, Ontario.

Riley, J.L. 1985. personal communication. Ontario Geological Survey. Toronto, Ontario.

Rippon, J.E., R.A. Skeffington, M.J. Wood, K.A. Brown and D.J.A. Brown. 1980. Hydrogen, sulphur and nitrogen in soils and catchments. SNSF-project, FR19/80.

Schnoor, J.L. (ed.). 1984. Modelling of Total Acid Precipitation Impacts. Ann Arbor Science Book. Ann Arbor, Mich.

Shilts, W.W., K.D. Card, W.H. Poole and B.V. Sanford. 1981. Sensitivity of Bedrock to Acid Precipitation: Modification by Glacial Processes. Geological Survey of Canada, Ottawa, Ontario. Paper 81-14.

Tallis, J.H. 1964. Studies on southern Pennine peats. III. The behaviour of Sphagnum. J. Ecol. 52: 345-353.

Tarnocai, C. 1980. Canadian Wetland Registry. In Proc. of a Workshop on Canadian Wetlands. C. Rubec and F.C. Pollet (eds.) Ecological Land Classification Series No. 12. Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario. pp. 9-38.

Urban, N.R., S.J. Eisenreich and E. Gorham. 1985. Proton cycling in bogs: Geographic variation in Northeastern North America. Presented at the NATO Advanced Research Workshop on the Effects of Acid Precipitation on Forests Wetland and Agricultural Ecosystems. Toronto, Ontario. May, 1985. 26 p.

Van Dam, H., G. Suurmond and C.T. Braak. 1980. Impact of acid precipitation on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. SNSF project, FR19/80.

Vangenechten, J.H.D. 1981. Interrelations between pH and other physiochemical factors in surface waters of the Campine of Antwerp, Belgium: with special

reference to acid muskeg pools. Archiv. Fuer Hydrobiologie 90: 265-283.

Vitt, D.H. and S. Bayley. 1984. The vegetation and water chemistry of four oligotrophic basin mires in northwestern Ontario. Can. J. Bot. 62: 1485-1500.

Wetzel, R.E. 1975. Limnology. W.B. Saunders, Philadelphia, Pa.

Wickware, G. and C.D.A. Rubec. 1976. Ecological Land Classification of the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. Open File and Map 1:20 000. Lands Directorate, Environment Canada. Burlington, Ontario.

Wren, C.D. and P.M. Stokes. 1985. Metal accumulation in wild mink and otter in Ontario relative to environmental loading and availability. Study progress report. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario. Unpublished.

APPENDIX I
WETLAND DEFINITIONS AND WETLAND CLASSES IN CANADA

WETLAND DEFINITION AND WETLAND CLASSES IN CANADA

The National Wetland Working Group of the Canada Committee on Ecological Land Classification has established the following wetland definitions and descriptions for the five major classes of wetlands in Canada (Tarnocai, 1979).

WETLANDS have been defined by this Group as "lands having the water table at, near, or above the land surface or which is saturated for a long enough period to promote wetland or aquatic processes as indicated by hydric soils, hydrophylic vegetation, and various kinds of biological activity adapted to the wet environment.

PEATLANDS are forms of wetlands in which the depth of peat accumulation exceeds 40 cm, with organic soils (excluding Folisols). In permafrost environments depth of peat moss only exceed 10 cm.

BOG is a peat-covered, or peat-filled wetland, generally with the water table at or near the surface. The bog surface, which may be raised or level with those of the surrounding wetland, is virtually unaffected by the nutrient-rich groundwaters from surrounding mineral soils and is thus generally acid and low in nutrients. The dominant peat materials are weakly to moderately decomposed and underlain at times by fen peat. The soils are mainly Fibrisols, Mesisols, and Organic Cryosols. Bogs may be treed or treeless, and they are usually covered with Sphagnum spp., feather mosses, and ericaceous shrubs.

FEN is a peat-covered or peat-filled wetland with a water table usually at or above the surface and [illegible] generally nutrient-rich. The dominant materials are well to moderately decomposed fen peat of variable thickness. The soils are mainly Mesisols, Humisols, and Organic Cryosols. The vegetation consists dominantly of sedges, grasses, reeds, and brown mosses with some shrub cover and, at times, a sparse tree layer.

MARSH is a mineral wetland that is periodically inundated by standing or slowly moving waters. Surface waters may fluctuate seasonally, with declining levels exposing drawdown zones of matted vegetation of mudflats. The waters are rich in nutrients. The substratum usually consists of mineral material, although occasionally it consists of peat deposits. The soils are dominately Gleysols, with some Humisols and Mesisols. Marshes characteristically show zonal or mosaiced surface patterns comprised of pools or channels interspersed with unconsolidated stands of emergent sedges, grasses, rushes, and reeds, bordering grassy meadows and peripheral bands of shrubs or trees. Where open water areas occur, a variety of submerged and floating aquatic plants flourish.

SWAMP is a mineral wetland or peat-filled area with standing or gently flowing waters occurring in pools or channels. The water table is usually at or near the surface. There is strong water movement from the margin or other mineral sources, hence the waters are rich in nutrients. If peat is present, it is mainly well decomposed forest peat, underlain at time by fen peat. The associated soils are Mesisols, Humisols, and Gleysols. The vegetation is characterized by a dense tree or shrub cover of deciduous or coniferous species, herbs, and some mosses.

SHALLOW WATER is characteristic of intermittently flooded or seasonally stable water regimes, featuring large open expanses of standing or flowing water which are variously called ponds, pools, shallow open lakes, oxbows, reaches, channels, or impoundments. Shallow water is distinguished from deep water by mid-summer water depths of less than two meters, and from other wetlands by summer open water zones occupying 75 per cent or more of the wetland diameter. Large open water areas, greater than eight hectares, should be classified separately as open water units,

despite the area or extent of bor[der]ing vege-
tation zones. Periodic flooding m[ay] increase
water depths, but during droughts, [low] flows,
drainage or intertidal periods, dr[awdown] flats
may be exposed. Shallow open wate[rs] are
delineated from uplands and border[ing] wetland
complexes by water-eroded shorelin[es], or by
the landward margins of mudflats, [floating]
mats, emergents, or shrubs. In th[e] open water
zone, living vegetation, if presen[t], is
confined to submerged and floating [aquatic]
plant forms.

DIRECTION GÉNÉRALE DES TERRES

LANDS DIRECTORATE

LES EFFETS DES PRÉCIPITATIONS ACIDES SUR LES TERRES HUMIDES

DOCUMENT DE TRAVAIL n^{O} 50

RECHERCHE SUR LES PRÉCIPITATIONS ACIDES

Environnement Canada Environment Canada

Canada

LES EFFETS DES PRÉCIPITATIONS ACIDES SUR LES TERRES HUMIDES

JANET M. ANDERSON

RECHERCHE SUR LES PRÉCIPITATIONS ACIDES
DÉCEMBRE 1986

Direction générale des terres
Conservation et Protection
Environnement Canada

Document de travail
n° 50

© Ministre des Approvisionnements et Services
n° de catalogue EN73-4/50F
ISBN 0-662-94066-0

AVANT-PROPOS

Le présent rapport est le fruit des travaux effectués en vertu d'un contrat accordé par la Direction générale des eaux intérieures et par la Direction générale des terres du service Conservation et Protection d'Environnement Canada dans le cadre du programme sur le transport à grande distance des polluants atmosphériques (TGDPA). On y fait le point des connaissances actuelles sur la vulnérabilité des terres humides aux précipitations acides. On y résume également les projets actuels de recherche et on y formule des recommandations sur les recherches à effectuer. Ce rapport est destiné à orienter les activités du TGDPA à l'égard des terres humides.

Les personnes suivantes ont fait part de leurs observations et de leurs suggestions lors de la préparation du document : P. Blancher, Service canadien de la faune; E. Gorham, University of Minnesota; L. Lowe, Université de la Colombie-Britannique; C. Wren, Université de Toronto; V. Glooschenko et J. Riley, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario; J. Kerekes, Service canadien de la faune; D. McNicol, Service canadien de la faune; I. Kessel-Taylor et C. Rubec, Direction générale des terres et E. Wiken, Conservation et Protection. Je tiens à exprimer ma reconnaissance à toutes ces personnes pour leur précieux concours.

RÉSUMÉ

Les effets des précipitations acides sur les terres humides ne sont que récemment devenus le point de mire de recherches importantes. Le présent rapport offre un sommaire de l'information existante sur la vulnérabilité des terres humides aux précipitations acides et propose des recommandations quant aux recherches futures.

Le rapport est divisé en cinq sections majeures. La première présente un compte-rendu de la documentation sur les effets des précipitations acides sur l'hydrologie, l'hydrochimie, la végétation et la faune des terres humides. Beaucoup de chercheurs estiment que les données courantes sont insuffisantes et ne rendent possible qu'une approximation de l'irritabilité des terres humides aux pluies acides. Deuxièmement, quelques premiers critères visant à évaluer la vulnérabilité des terres humides aux précipitations acides, sont élaborés et utilisés pour classer les principales terres humides au Canada. On a déterminé que les tourbières minérotrophes et les marécages pauvres sont les plus vulnérables à l'acidification due aux pluies acides. La troisième section fournit un sommaire des études en cours dans l'est de l'Amérique du Nord concernant les effets des précipitations acides sur les terres humides. Quatrièmement un inventaire des tourbières de l'Ontario sert d'exemple pour une proposition d'évaluation régionale des effets de l'acidification des terres humides. Enfin, la dernière partie présente un sommaire et des recommandations d'études à effectuer.

ABSTRACT

The effects of acid precipitation on wetland have only recently become the focus of extensive research. This report summarizes existing information on the sensitivity of wetlands to acid precipitation and provides recommendations for future research.

The report consists of five major sections. 1) A review of the literature on the effects of acid precipitation on wetland hydrology, hydrochemistry, vegetation, and wildlife is presented. It is felt that current data remain sparse, such that it is only possible to approximate wetland sensitivity to acid precipitation. 2) Preliminary criteria with which to rate wetland sensitivity to acid precipitation are developed and used to rank the major wetland classes in Canada. Poor fens and poor swamps are determined to be the most sensitive to acidification by acid precipitation. 3) A summary of current research in eastern North America addressing the effects of acid deposition on wetlands is provided. 4) A peatland survey in Ontario is used as an example for a proposed regional evaluation of wetland acidification impacts. 5) A summary and recommendations for further research are presented.

		Page
AVANT-PROPOS		iii
RÉSUMÉ/ABSTRACT		iv
LISTE DES TABLEAUX		vi
LISTE DES FIGURES		vi
1.0	INTRODUCTION	1
2.0	LES PRÉCIPITATIONS ACIDES ET LES TERRES HUMIDES : COMPTE-RENDU DE LA DOCUMENTATION	1
	2.1 L'hydrologie et l'hydrochime des terres humides	3
	2.2 La végétation des terres humides	5
	2.3 La faune des terres humides	6
	2.4 Conclusions	8
3.0	PREMIÈRE APPROXIMATION DE LA VULNÉRABILITÉ DES TERRES HUMIDES AUX PRÉCIPITATIONS ACIDES	9
	3.1 La vulnérabilité des terres humides	9
	3.1.1 L'hydrologie	12
	3.1.2 L'hydrochimie	12
	3.1.3 La réaction des biotopes	13
	3.1.4 Les facteurs temporels	14
	3.2 L'indice de vulnérabilité des terres humides	15
	3.3 Conclusions	17
4.0	LES RECHERCHES ACTUELLES SUR LES TERRES HUMIDES ET LES PRÉCIPITATIONS ACIDES	17
	4.1 University of Minnesota, Department of Ecology and Behavioral Biology	20
	4.2 Pêches et Océans Canada, Institut des eaux douces	22
	4.3 Environnement Canada, Service canadien de la faune, région de l'Ontario	23
	4.4 Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Institut national de recherche sur les eaux	24
	4.5 Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Section des écosystèmes aquatiques	25
	4.6 Université de Toronto, Institut d'études environnementales	25
	4.7 Environnement Canada, Direction générale des terres	26
	4.8 OTAN, atelier de recherches avancées sur les effets des précipitations acides sur les écosystèmes forestiers, agricoles et de terres humides, Toronto (Ontario) du 12 au 17 mai 1985	27
	4.9 Atelier sur l'acidité organique, Environmental and Social Systems Analysis Ltd. (ESSA), St-Andrews (Nouveau-Brunswick), du 3 au 5 décembre 1985	28

Page

5.0 EXEMPLE D'UNE BASE DE DONNÉES SUR LES TERRES HUMIDES SERVANT A L'ÉVALUATION DES RESSOURCES RÉGIONALES MENACÉES : ONTARIO 28
5.1 Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Commission géologique de l'Ontario, Projet d'inventaire des tourbières 29
5.2 Conclusions 30
6.0 SOMMAIRE ET RECOMMANDATIONS 30
7.0 BIBLIOGRAPHIE 33
8.0 ANNEXE I - DÉFINITIONS ET CLASSES DES TERRES HUMIDES AU CANADA 39

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Sommaire de la documentation sur les précipitations acides et les terres humides 10
Tableau 2. Classes de terres humides et vulnérabilité aux précipitations acides 18
Tableau 3. Faits saillants des recherches sur les précipitations acides et les terres humides effectuées dans l'est de l'Amérique du Nord jusqu'en 1985 19

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Modèle simplifié de terre humide 2

1.0 INTRODUCTION

L'Est du Canada, où les terres humides sont une composante majeure du paysage, reçoit les plus importantes quantités de polluants atmosphériques et de précipitations acides par année. Les six provinces de l'Est comptent près de 49 000 000 d'hectares de terres humides, soit 17 % de la superficie totale des terres de l'Est du Canada (Groupe de travail national sur les terres humides, 1986). Le terme "terres humides" définit une variété d'écosystèmes selon leur végétation, leur morphologie, leur hydrologie ou leurs propriétés chmimiques et qui sont répartis en cinq classes principales établies par Tarnocai (1980) (annexe I) : ce sont les tourbières ombrotrophes, les tourbières minérotrophes, les marécages, les marais et les terres légèrement submergées.

À ce jour, les terres humides de l'Est du Canada n'ont pas encore été classées dans les évaluations multidisciplinaires actuelles de la vulnérabilité au transport à grande distance des polluants atmosphériques (TGDPA) (Canada-États-Unis, 1983; Li, 1985; Cowell, 1986). Ces évaluations régionales ont été élaborées pour faciliter l'analyse des ressources menacées par les précipitations acides et aider à l'élaboration de programmes de surveillance des écosystèmes et de lutte contre le TGDPA.

C'est en 1980, dans le cadre du programme fédéral du TGDPA, que l'on a reconnu la nécessité d'effectuer des études sur les effets des précipitations acides de leurs interactions à l'intérieur des écosystèmes des terres humides (Cowell, 1980). On y proposait d'entreprendre une série d'études de surveillance à long terme des terres humides afin d'évaluer leur fonction écologique. Ces études devaient fournir des données de base permettant de déceler les changements provoqués par les précipitations acides dans les environnements de terres humides. Certains éléments de ces études de surveillance sont maintenant en place.

Le présent rapport offre un compte-rendu de la documentation existante et des recherches actuelles sur les effets des précipitations acides sur les terres humides. Ces données servent ensuite de base à une première estimation de la vulnérabilité des terres humides aux retombées acides. Les programmes, les études ou les ateliers actuels portant sur la recherche concernant les terres humides et les précipitations acides au Canada et aux États-Unis sont également résumés. Les organismes contactés couvrent un large éventail d'établissements d'enseignement, d'institutions gouvernementales et multidisciplinaires. Certaines recommandations d'ordre général à l'égard des recherches à effectuer sont également formulées.

2.0 PRÉCIPITATIONS ACIDES ET LES TERRES HUMIDES : COMPTE-RENDU DE LA DOCUMENTATION

Les terres humides sont des écosystèmes dont les cycles hydrologiques et biochimiques sont complexes. Ces cycles influencent ou modifient directement des facteurs biotiques comme le pH et l'oxygène dissous, qui, à leur tour, entraînent une réaction biotique particulière de la végétation et de la faune (Gooselink et Turner, 1978) (figure 1). Les précipitations acides peuvent perturber l'équilibre de tout un écosystème.

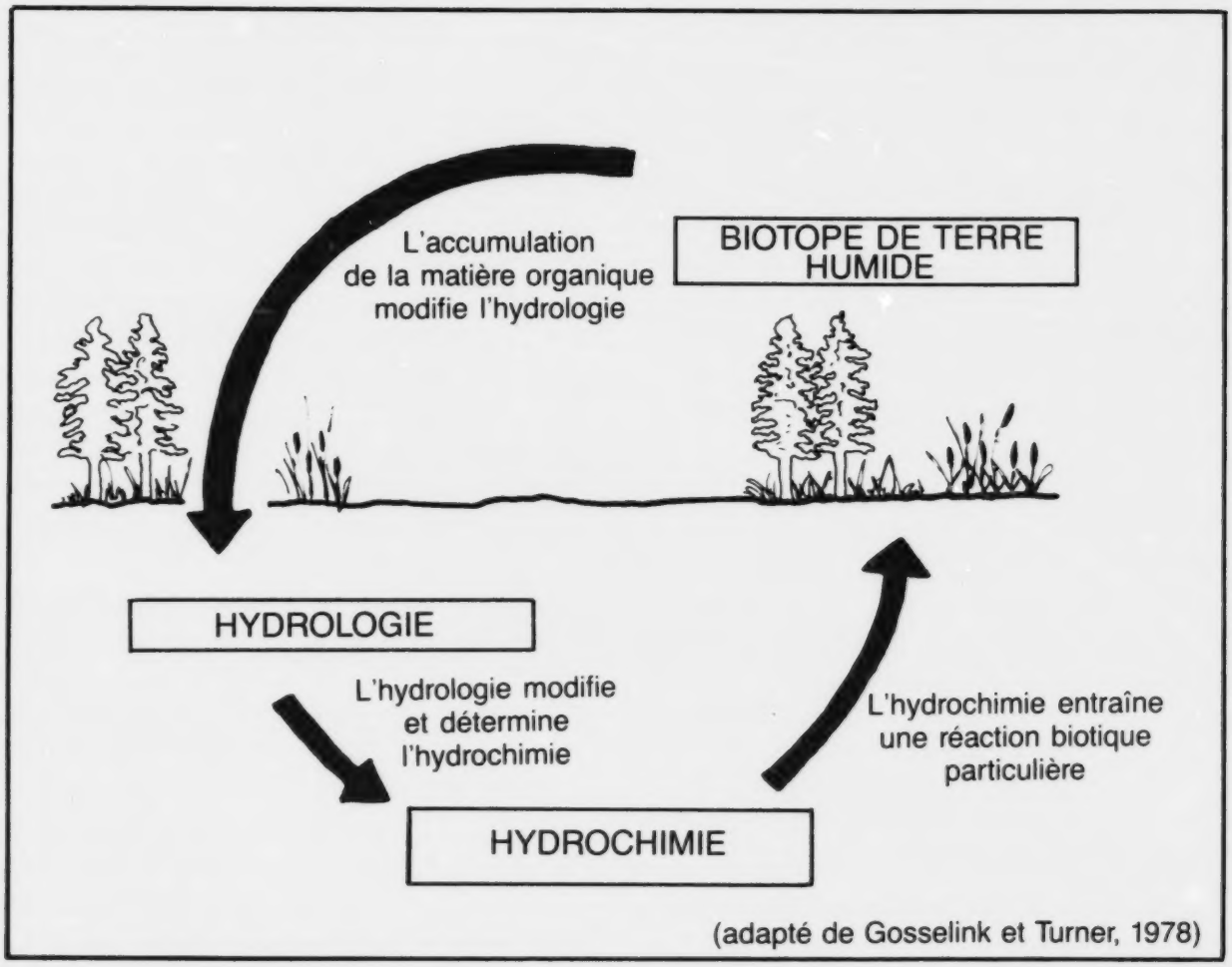

Figure 1. Un modèle simplifié de terre humide.
Les précipitations acides peuvent déséquilibrer ce cycle.

La présente section passe en revue la documentation existante sur les effets des précipitations acides sur l'hydrologie et l'hydrochimie, sur la végétation et sur la faune des terres humides.

Il est difficile de quantifier l'acidification anthropique des terres humides. La croissance et la décomposition de la végétation, comme celle de la Sphaigne (Sphagnum), rendent de nombreuses terres humides, notamment les tourbières ombrotrophes, naturellement plus acides.

Dans la présente étude, la vulnérabilité d'une terre humide à l'acidification par les précipitations acides est la diminution de son pH suite à l'apport d'une quantité donnée d'acidité. Le changement du pH est inversement proportionnel au pouvoir tampon, une mesure de la quantité d'acide ou de base nécessaire pour modifier le pH d'un sol d'une unité. Les terres humides dont le pouvoir tampon est faible, sont donc très vulnérables à l'acidification, et inversement les terres humides à pouvoir tampon élevé sont peu vulnérables. Le potentiel de neutralisation de l'acidité provenant des précipitations acides est fonction de substrat du sol, de l'hydrolgie, de l'hydrochimie et de la végétation d'une terre humide.

2.1 L'hydrologie et l'hydrochimie des terres humides

Plusieurs études, portant sur l'hydrologie et l'hydrochimie des terres humides effectuées tant en Europe qu'en Amérique du Nord, ont établi une relation entre une diminution du pH des terres humides, notamment des tourbières, et les précipitations acides. Une étude lysimétrique effectuée par Braekke (1978) a déterminé que l'acidité des eaux drainant une tourbière oligotrophe augmentait comparativement à celle d'une tourbière eutrophe à la suite de l'apport d'eaux acides (pH de 2,0), et que le pouvoir tampon de la tourbe eutrophe était beaucoup plus élevé. Ce phénomène a été attribué au pouvoir d'échange cationique plus fort et aux réactions de rédox de la tourbe.

Braekke, dans des études ultérieures sur le terrain (1980a; 1980b), a établi que la zone phréatique dans une tourbière est un milieu capteur de sulfate et d'autres minéraux, et dans laquelle les conditions anaérobies réduisent le sulfate en sulfure.

Certains auteurs ont établi une relation étroite entre le pH et la proportion d'anions sulfate dans les eaux de drainage des terres humides du New Jersey (Johnson, 1979), dans les mares de tourbières ombrotrophes en Angleterre (Gorham, 1958) et en Belgique (Vangenechten, 1981). On peut donc supposer que les acides dominants de ces eaux sont des acides minéraux plutôt qu'organiques (acides humiques et fulviques).

Des chercheurs d'Angleterre ont étudié l'évolution et le cheminement des précipitations acides dans un petit bassin versant, comprenant une tourbière ombrotrophe (Rippon et al, 1980). Ils ont mesuré les principaux polluées (sulfate, nitrate, ion hydrogène et acides organiques) dans les précipitations globales et dans les eaux de lessivage ainsi que dans l'eau du sol et du cours d'eau drainant la tourbière ombrotrophe. Les résultats révèlent que les composés sulfureux se transforment dans la tourbière. Les cours d'eau drainant la tourbière ombrotrophe ont une teneur en sulfate inférieure à celle des eaux de ruissellement en surface. Ils ont présumé que les

bactéries sulfato-réductrices transforment le sulfate en sulfure d'hydrogène.

Une étude publiée sur le bilan ionique d'une terre humide fait partie d'une recherche globale effectuée par Hemond (1980) sur la biogéochimie de la tourbière ombrotrophe de Thoreau au Massachussetts. Il a été établi que le nitrate et le sulfate subissaient des transformations importantes dans la tourbière ombrotrophe. L'apport annuel de nitrate et de sulfate dépassait d'un facteur de trois à quatre leur élimination. Hemond laisse entendre qu'une grande partie des nitrates se transforme soit par absorption biologique soit par dénitrification. De même, les sulfates sont également transformés par absorption biologique ou par réduction en sulfure d'hydrogène qui retourne dans l'atmosphère sous forme gazeuse.

Bien que le système de tourbière ombrotrophe soit capable de neutraliser les effets des précipitations de plus en plus acides, Hemond a admis qu'il existe une limite théorique au pouvoir de protection du système. Une augmentation de l'acidité des précipitations causerait un accroissement de la réduction des sulfates, entraînant probablement la présence de concentrations toxiques de sulfure d'hydrogène dans les eaux à libre écoulement de la tourbière ombrotrophe.

Des récents travaux effectués par Gorham et al (1985) corroborent les conclusions de Hemond. Il a été observé que, du Minnesota à Terre-Neuve, la tourbe superficielle très acide des tourbières ombrotrophes avaient des teneurs beaucoup plus faibles en sulfate d'ammonium et en ions nitrate que les précipitations. Certains estiment que l'absorption végétale et la réduction chimique sont la cause de l'élimination de ces ions. Les ac acides minéraux sont remplacés par des acides s organiques qui sont le résultant de la décomposition de la Sphaigne (Sphagnum), de sorte qu que les eaux de la tourbière ombrotrophe ont un un pH variant de 3,7 à 4,7.

Urban et al (1985), dans un exaexamen ultérieur des données recueillies par G Gorham et al (1985), ont mis en évidence un d degré d'impact qui semble être en corrélation n avec l'apport d'acide. Il s'ensuivrait donc q que le pouvoir des tourbières ombrotrophes de ne neutraliser les effets du dépôt d'acide est appappréciable mais limité.

Certains faits permettent égalemeement de supposer que des acides minéraux peuvevent prédominer dans la tourbière ombrotrophe. G Gorham (1967) signalait que l'acide sulfurique ue contenu dans la pluie polluée était la sourource dominante d'ions hydrogène dans les eaux d de surface de sept tourbières ombrotrophes b britanniques, comme l'indiquaient l'analyse d du bilan de charge et de corrélation observévée entre les teneurs en sulfate et en ions hydrdrogène.

Une étude effectuée par la Direrection de la faune du ministère des Richessesses naturelles de l'Ontario et portant sur les teterres humides situées près de Sudbury établit uneune différence entre l'acidité causée par des sululfates d'origine anthropique et celle provenanant de sources naturelles (p. ex., les acides humumiques de la tourbe). Les bilans de charge de 4e 47 échantillons d'eau ont été établis. Ilsls montraient que les sulfates contribuaient d davantage à l'acidité de ces eaux que les acicides organiques. La teneur en anions sulfafate était en moyenne 31,6 fois supérieure à à celle des anions acides organiques. Les données existantes permettent de supposer que ue le sulfate

était de source anthropique plutôt que géologique (Glooschenko et Stevens, 1985).

Les acides organiques ne sont pas la seule cause d'un faible pH. Des acides organiques faibles, l'échange d'ions et les acides minéraux provenant des précipitations acides ou de l'oxydation in situ des composés sulfureux ayant subi une réduction peuvent tous être des facteurs déterminants du pH dans les systèmes de tourbières om brotrophes.

Vitt et Bayley (1984) ont étudié la chimie de l'eau de quatre fondrières de bassins oligotrophes du nord-ouest de l'Ontario pour obtenir des données de base pour de futures expériences sur les précipitations acides. Ils ont prélevé des échantillons d'eau de surface à l'entrée et à la sortie d'une tourbière ombrotrophe, et analysé leur teneur en ions hydrogène et en sulfate. Ils ont découvert que les teneurs en sulfate de l'eau étaient considérablement réduites après leur passage dans la tourbe de surface et la végétation, et que les concentrations d'ions hydrogène avaient augmenté. D'après ces résultats, il semble justifié de supposer que l'absorption biolotique et la réduction chimique mentionnées précédemment sont responsables de l'élimination de ces cations et anions. Les résultats que produiront les expériences futures portant sur les perturbations seront très importants pour déterminer la réaction des terres humides aux précipitations acides.

Les chercheurs, s'intéressant aux précipitations acides, accordent de plus en plus d'attention aux effets de celles-ci sur l'hydrologie et l'hydrochimie des terres humides. Il a été difficile, jusqu'ici, de rejeter ou d'accepter l'hypothèse selon laquelle les précipitations acides sont une source de stress pour les terres humides. Certaines études examinées dans le présent rapport permettent de supposer que l'hydrologie des terres humides s'adapte à l'acidité contenue dans les précipitations (Rippons et al, 1980; Hemond 1980; Gorham et al, 1985). D'autres études révèlent toutefois que le régime hydrochimique des terres humides est déséquilibré par les précipitations acides (Braekke, 1980a, 1980b; Vangenechten, 1981; Gorham, 1967; Glooschenko et Stevens, 1985).

2.2 La végétation des terres humides

Rares sont les études qui ont traité des effets des précipitations acides sur la végétation des terres humides. La disparition de plusieurs espèces de Sphagnum de la vaste couverture végétale des tourbières ombrotrophes de couverture du sud des Pennines en Grande-Bretagne a été signalée en premier par Taillis (1964). D'autres études effectuées par Ferguson et al (1978) ont montré que certaines espèces de Sphagnum subissaient un ralentissement sensible de croissance ainsi qu'une diminution générale de rusticité lorsqu'elles étaient exposées, en laboratoire, à des concentrations ambiantes de précipitations acides.

Van Dam et al (1980) ont rédigé un rapport sur les changements qui se sont produits, de 1920 à 1978, dans les mares des landes hollandaises. Des données sur le plancton, recueillies il y a une cinquantaine d'années, ont été comparées à des données prélevées récemment dans seize mares des Pays-Bas. On a observé une augmentation importante des diatomées acidobiotiques. Elle coïncide avec une diminution du pH de l'eau qui est passé de 4,0-6,0 à 3,7-4,6. Ces résultats permettent de supposer que les précipitations acides ont entraîné

un changement dans les populations de diatomées. Seules les espèces les plus résistantes ont pu survivre avec pour conséquence une réduction de la diversité au sein d'une même marge, et des différences entre les mares.

La plupart des recherches concernant les effets des précipitations acides sur la végétation ont été axées sur les cultures agricoles et les forêts. À des expériences simulées de pluies acides, les recherches effectuées jusqu'ici ont confirmé la variabilité des réactions des plantes selon les espèces, à l'environnement et la méthode d'exposition. Grâce à ces travaux, nous commençons à brosser un tableau général des effets des précipitations acides sur la végétation (Cowling, 1979). Il est utile de récapituler les réactions générales des plantes aux retombées acides, car des effets similaires pourraient se produire chez les Cyperacées, les Herbacées, les Roseaux et les Éricacées qui sont des plantes caractéristiques des terres humides.

Les lésions visibles qui ont été observées, lorsque le pH des précipitations simulées tombait en-dessous de 3,4, sont généralement situées à la base des trichomes, dans les cellules stomatiques et dans les cellules épidermiques recouvrant les tissus vasculaires. La modification des fonctions habituelles de ces cellules peut altérer l'échange gazeux chez les plantes, rendant le feuillage exposé plus sujet au flétrissement. L'accélération du lessivage des éléments nutritifs des feuilles des plantes ainsi que la réduction de la productivité générale par suite d'une perturbation d'une fonction métablique normale ont été démontrées. L'inhibition de la pollinisation de plusieurs essences forestières a été observée lors d'essais in vitro avec différents niveaux ambiants d'acidité (Cox, 1983). Ces données ont été recueillies dans le cadre d'essais effectués en laboratoire ou dans des serres. La plupart des essais sur le terrain n'ont pas donné de résultats définitifs sur les changements de la productivité des plantes ou leur taux de survie à la suite de précipitations acides (Evans, 1982). Certains estiment que les changements sont peut-être si faibles qu'ils peuvent être masqués par les fluctuations annuelles naturelles du climat (Hutchinson et Havas, 1980).

Une série de stations de survaillance de la végétation ont été créées dans tout le Canada pour les Sphagnum. Il a été montré que ces mousses présentaient des configurations régionales d'absorption (par dépôt) de métaux lourds. On procède actuellement à l'extrapolation de ces résultats à des évaluations du TGDPA (W.A. Glooschenko, communication personnelle).

La documentation sur les effets des précipitations acides sur le fonctionnement naturel de la végétation des terres humides n'est ni complète ni concluante. Les études citées ici révèlent qu'elles subissent une certaine altération ou un certain stress, mais il faudra effectuer davantage de recherches dans ce domaine, notamment des études sur le terrain, avant de pouvoir tirer des conclusions plus définitives.

2.3 La faune des terres humides

La documentation pertinente à l'impact des dépôts acides sur la faune des terres humides est encore très limitée. Toutefois, les connaissances sur certains aspects de l'écologie de la faune des terres humides, comme l'habitat physique ou la chaîne alimentaire,

permettent de supposer certains modes d'influence des précipitations acides sur l'écosystème. Ce savoir est précieux pour orienter les efforts de recherche sur ces sujets (comme le souligne de façon plus détaillée la section 4.3 du présent rapport).

Le Service canadien de la faune prépare actuellement une étude des effets des précipitations acides sur la faune des terres humides (Blancher, 1985a, 1985b). Des fonctions physiologiques comme la régulation du sodium et du calcium, la respiration et l'équilibre acido-basique, qui sont toutes altérées par un faible pH, sont des réactions mesurables des animaux aquatiques à l'acidification. Les animaux soumis au stress d'un milieu à pH perturbé, notamment les amphibiens, ont diverses réactions dont une altération des fonctions de reproduction et de croissance, des déformations osseuses et une plus grande mortalité (Blancher, 1985b).

On prévoit que l'effet le plus important des précipitations acides sur la faune des terres humides se manifestera indirectement sur leur habitat. Les perturbations peuvent être de plusieurs sortes. La première est l'augmentation éventuelle des teneurs en métaux lourds des habitats fauniques. Dans un milieu à pH faible, certains métaux lourds (Al, Fe, Mn,Zn, Hg) ont tendance à se solubiliser dans les sols et ceux des sédiments à être mobilisés; d'autres sont des contaminants secondaires des précipitations (Cu, Ni, Pb, Zn, Cd) (Havas, 1980). Ces phénomènes pourraient contribuer à créer un environnement toxique pour la faune des écosystèmes terrestres ou des terres humides. Un relevé sur le terrain des habitats des amphibiens dans quarante étangs éphémères des terres humides de la région de Killarney adjacente à celle de Sudbury en Ontario, a révélé que l'aluminium total, le fluorure d'aluminium et l'aluminium monomérique inorganique empêchaient leur reproduction dans vingt pour cent des étangs examinés (Glooschenko et al 1985a). En suède, on a observé que les élans vivant près des sources de pollution présentaient des concentrations élevées de cadmium dans leurs tissus (Frank et al, 1981; Mattson et al, 1981). En 1984, une étude préliminaire a montré que les conceptions de cadmium dans les tissus d'originaux de l'Ontario étaient jusqu'à trois fois supérieures à celles relevées dans les études de Suède (Glooschenko et al, 1985b). Il reste, toutefois à démontrer si les concentrations accrues de métaux chez ces animaux ont des effets préjudiciables sur leur santé.

Un autre facteur qui peut indirectement toucher la faune des terres humides est la possibilité d'un changement dans la disponibilité de la nourriture dû aux effets des précipitations acides sur la chaîne alimentaire. Des observations initiales effectuées dans les lacs corroborent cette hypothèse. DesGranges (1982, 1985) et DesGranges et Darveau (1985) qui ont effectué des recherches sur les effets des précipitations acides sur les oiseaux aquatiques au Québec, ont observé une corrélation positive entre l'abondance d'oiseaux aquatiques et le pH des lacs. Il est présumé que la diminution de la quantité de nourriture disponible dans les lacs acides était la cause de la baisse de leur fréquentation par les oiseaux. Il a été établi que les lacs acides étaient rarement fréquentés par les oiseaux aquatiques.

Des études des lacs récememnt effectuées par McNicol et al, (1985) dans la région de Wanapitei en Ontario, près de Sudbury, exposée à une forte charge de pluies acides révèlent

une réduction dans l'abondance de poisson et de leur fréquentation de ces lacs. Cette situation a elle-même diminué la capacité de ces habitats d'accueillir les couvées d'oiseaux piscivores comme le Grand Bec-scie (Mergus merganser). Les oiseaux aquatiques insectivores comme le Garrot à l'oeil d'or (Bucephala clangula) préfèrent les lacs sans poisson, indépendamment de leur niveau d'acidité, semblant tirer des avantages à court terme d'une baisse de la compétition avec le poisson pour les insectes. Un résumé, l'acidification des lacs a eu des effets variés et contraires sur les diffé rentes espèces d'oiseaux aquatiques, selon leur habitat nourricier.

Glooschenko et al, (1985c) ont étudié le Turan tritri (Tyrannus tyrannus qui niche dans les terres humides ou près de celles-ci, ou dans la zone littorale des lacs. Les résultats montrent une étroite association entre la chimie de l'eau, la qualité des oeufs et le taux de croissance des os du Tyran. La perte de poids des oeufs et les taux de croissance des os ont été corrélés avec le sulfate, le nitrate, l'alcalinité et le pH. Ils n'ont toutefois établi aucun lieu de cause à effet ni aucune preuve d'une diminution grave du potentiel reproductif liée à l'interférence éventuelle de l'aluminium avec le métabolisme du calcium et du phosphore chez la femelle. Il n'a pas été montré que l'acidité des lacs était un facteur limitant la prédation.

En résumé, les précipitations acides ont le pouvoir de modifier la faune des terres humides directemnt par les changements physiologiques qu'elles entraînent et indirectement par des transformations de l'habitat. Il est nécessaire de poursuivre les recherches pour déterminer de façon positive les points d'impact.

2.4 Conclusions

La documentation nous permet de formuler les énoncés généraux suivants au sujet de l'impact environnemental des précipitations acides sur les terres humides.

1. Les études sur le terrain ont été axées sur l'hydrochimie des tourbières qui, comme il a été démontré, sont des zones de piégeage des ions sulfate, nitrate et ammonium contenus dans les précipitations acides. On suppose que les apports de sulfate et de nitrate sont éliminés par absorption végétale et réduction microbienne, même si, de toute évidence, ces phénomènes ont leurs limites.

2. Les études en laboratoire révèlent que les mousses des tourbières ombrotrophes Sphagnum spp.) sont altérées par les précipitations acides simulées à des niveaux de pH ambiants. Étant donné le peu de recherches effectuées jusqu'ici sur les répercussions particulières des précipitations acides sur la végétation des terres humides, il est nécessaire d'extrapoler les résultats d'études portant sur la végétation terrestre à la végétation des terres humides.

3. Nous ne disposons pas encore de preuves à l'appui suffisantes pour faire des déclarations fondées sur les effets des précipitations acides sur l'habitat et les espèces fauniques des terres humides. On prévoit que leur impact sur la faune des terres humides sera indirect, se manifes-

tant par des modifications de l'habitat et des sources de nourriture.

En résumé, certaines recherches montrent que le fonctionnement normal des terres humides est modifié par les précipitations acides, tandis que d'autres résultats révèlent la nature homéostatique de ces écosystèmes (tableau 1).

Ces recherches se diversifient maintenant pour aborder l'importance intrinsèque de ces écosystèmes et leur rôle dans les liens vitaux terre-eau.

3.0 PREMIÈRE APPROXIMATION DE LA VULNÉRABILITÉS DES TERRES HUMIDES AUX PRÉCIPITATIONS ACIDES

D'après la documentation, il est seulement possible d'établir quelques premiers critères pour déterminer la vulnérabilité des terres humides, leur pouvoir tampon et pour indiquer les classes de terres humides qui pourraient être menacées par l'acidification causée par les précipitations acides. La présente section examine la vulnérabilité des terres humides sur les plans hydrologique, hydrochimique, biotique et temporel.

3.1 La vulnérabilité des terres humides

L'apport anthropique, le climat, les événements épisodiques naturels, la topographie, les sols, la géologie et la biocénose sont des facteurs importants pour déterminer la vulnérabilité d'une terre humide aux précipitations acides (National Academy of Sciences, 1981). Les trois premiers facteurs sont extrinsèques à l'écosystème tandis que les quatre derniers sont considérés comme des caractéristiques intrinsèques.

Les facteurs extrinsèques ont fait l'objet d'une attention considérable (p. ex. Canada/États-Unis, 1983; Schnoor, 1984) et leur influence sur la vulnérabilité des écosystèmes a été reconnue. L'apport anthropique est la cause de l'acidité des précipitations. Il provient de l'utilisation de l'énergie faite par les milieux urbains et industriels et du degré de réglementation des émissions atmosphériques. Le climat influe sur la quantité de précipitations polluées qui retombent sur un écosystème, car il détermine la quantité de précipitations, la direction et la vitesse de déplacement des masses d'air. Les événements épisodiques naturels, comme les éruptions volcaniques et les incendies, contribuent dans une moidre mesure aux précipitations acides. Ces critères extrinsèques doivent être pris en compte lors de la détermination de la vulnérabilité des terres humides, ou, en fait, de tout écosystème, aux précipitations acides. Ces critères ne seront toutefois pas examinés davantage parce qu'ils ne touchent pas uniquement les terres humides.

Contrairement aux critères extrinsèques, nous ne disposons que de très peu de données sur la façon dont les facteurs intrinsèques influent sur la vulnérabilité des terres humides aux précipitations acides. Des caractéristiques topographiques comme la profondeur de l'eau et les régimes de l'écoulement déterminent les trajectoires hydrologiques des retombées acides et leur interaction avec les interfaces végétation-sédiments dans une terre humide. Le régime hydrochimique des terres humides est directement soumis à l'influence de facteurs tels que la lithologie de l'assise rocheuse, la chimie et la texture des dépôts géologiques superficiels, et la nature du sol et de la tourbe. Les biotopes sont souvent des indicateurs sensibles de changement ainsi

Tableau 1: Sommaire de la documentation sur les précipitations acides et les terres humides

Auteur (année de publication	Lieu de l'étude	Effet(s) sur les terres humides, sujet(s) traité(s)
Hydrochimie		
Braekke (1978, 1980a, 1980b)	Norvège	. migration des ions dans la tourbe . taux de renouvellement du soufre dans la tourbe . réaction de l'eau des tourbières
Vangenechten (1981)	Belgique	. composition physiochimique des eaux de tourbières . modifications historiques de l'alcalinité
Rippon et al (1980)	Angleterre	. modification de la chimie des eaux acides s'écoulant dans une tourbière ombrotrophe . réduction microbienne du sulfate
Hemond (1980)	Massachussetts (E-U.)	. bilan ionique dans les tourbières ombrotrophes
Gorham et al (1985); Urban et al (1985)	Minnesota à Terre-Neuve (Canada/E-U.)	. variations régionales de la chimie des tourbières minérotrophes . bilan ionique dans les tourbières ombrotrophes
Glooschensko et Stevens (1985)	Nord de l'Ontario	. bilans de charge dans les terres humides
Vitt et Bayley (1984)	Nord-ouest de l'Ontario (Canada)	. chimie et phénomènes d'acidification des terres humides
Végétation		
Tallis (1964); Ferguson et al (1978)	Angleterre	. effets sur les Sphagnum spp.
Van Dam et al (1980)	Pays-Bas	. modification historique des populations de diatomées dans les mares des landes
Cowling (1983)	É.-U.	. effets sur le taux de croissance/les fonctions de la flore
Cox (1978)	É.-U.	. inhibition de la pollinisation des espèces floristiques
Evans (1982); Hutchinson et Havas (1980)	É.-U.	. modifications et perturbations de la végétation

Auteur (année de publication	Lieu de l'étude	Effet(s) sur les terres humides, sujet(s) traité(s)
Faune		
Blancher (1985a, 1985b)	Nord de l'Ontario (Canada)	. effets sur les biotopes
Glooschenko et al (1985a)	Nord de l'Ontario (Canada)	. effets sur les amphibiens
Glooschenko et al (1985b)	Nord de l'Ontario (Canada)	. effets sur l'original
Frank et al (1981); Mattson et al (1981)	Suède	. effets sur l'élan, le cerf et le lièvre
DesGranges (1982, 1985)1 DesGranges et Darveau (1985)	Québec (Canada)	. effets sur les oiseaux aquatiques
McNicol et al (1985)	Nord de l'Ontario (Canada)	. effets sur les poissons et les oiseaux
Glooschenko et al (1985c)	Nord de l'Ontario (Canada)	. effets sur les oiseaux

que des médiateurs des phénomènes qui modifient les retombées acides (p. ex. microbes et cycles biogéchimiques).

3.1.1 L'hydrologie

L'hydrologie des terres humides modèle, ou influence étroitement, les phénomènes qui y interviennent (Carter et al, 1978). La présence de l'eau, son déplacement, sa qualité et sa quantité, dictent le mode d'interaction des substances d'origine hydrique avec les sols et les biotopes des terres humides. Ces critères hydrologiques déterminent la capacité d'une terre humide à atténuer les effets des retombées acides en donnant accès à des sources tampon potentielles au sein de la terre humide (Bache, 1984). Les paramètres hydrologiques des terres humides jouant un rôle important dans la neutralisation des retombées acides comprennent l'écoulement de l'eau, le lessivage ou le taux de renouvellement, et les variations saisonnières et annuelles de la profondeur de l'eau (Kaldec et Kaldec, 1979).

L'écoulement de l'eau, tel que déterminé par le lessivage ou le taux de renouvellement des eaux d'apport, conditionne le degré de contact de ces eaux avec les substrats d'une terre humide (Glaser et al, 1981). Les eaux vives interagissent de façon différente des eaux stagnantes; il en va de même pour l'écoulement superficiel et souterrain. On laisse entendre qu'un débit qui maximise l'interaction des précipitations acides avec des sources tampon potentielles, fait diminuer la vulnérabilité des terres humides. Par contre, la présence de phénomènes comme "l'écoulement souterrain" et le pergélisol minimisent le contact des eaux de la terre humide avec les substrats du sol, augmentant ainsi la vulnérabilité de la terre humide. L'écoulement de surface est un écoulement rapide et concentré dans des microchenaux naturels creusés par l'érosion, les animaux ou les racines. De tels chenaux prédominent dans les terres humides, notamment les marécages. Braekke (1981) a observé que près du tiers des eaux drainant un petit bassin versant du sud de la Norvège avait été "court-circuité" et n'avait en aucune interaction avec le sol.

Le pergélisol augmente également l'écoulement de l'eau à travers une terre humide en limitant le volume du substrat accessible à la venue d'eau. L'écoulement de l'eau dans de nombreuses tourbières du nord pergélisolées est limité à la surface de sorte que l'eau de porosité interstitielle ne sera vraisemblablement pas importante comme réservoir de neutralisation de l'alcalinité (Gorham et al, 1984).

Tous reconnaissent l'influence du régime hydrologique des terres humides sur la qualité générale de l'eau (Goode et al, 1975). Toutefois, l'hypothèse selon laquelle il influence également la vulnérabilité d'une terre humide devra être prouvée par d'autres observations sur le terrain comme celles de Braekke (1981).

3.1.2 L'hydrochimie

Les constituants organiques et minéraux d'une terre humide déterminent son hydrochimie ou sa composition sol-eau. L'hydrochimie est un facteur clé régissant la vulnérabilité et est fonction des phénomènes chimiques suivants : 1) L'effet tampon des bicarbonates; 2) les réactions d'échange cationique; et 3) le phénomène d'oxydo-réduction (rédox au niveau et au-dessous de la nappe phréatique. Nous

examinons chacun de ces phénomènes en fonction de leur pouvoir de neutralisation des effets des précipitations acides.

Les eaux des terres humides dont le pH est supérieur à 5,0, sont dotées d'une capacité tampon des bicarbonates (Wetzel, 1975). Les ions hydrogène qui arrivent dans ces eaux seront consommés aussi longtemps que l'alcalinité sous forme de carbonates, de bicarbonates et d'hydroxides s'y trouvera en quantité suffisante. Les espèces de bicarbonates et de carbonates présentes sont fonction du pH; elles cessent donc de prédominer lorsque les eaux ont un faible pH. Par conséquent, l'effet tampon des bicarbonates est faible ou inexistant dans les terres humides acides comme les tourbières ombrotrophes. De même, ce système tampon disparaîtra des terres humides qui subissent une acidification anthropique lorsque leur pH baisse à moins de 5,0.

Les réactions d'échange cationique font intervenir l'échange de cations en solution (p. ex., les ions hydrogène contenus dans les précipitations acides), avec les cations métalliques présents sur les surfaces à charge négative des sols et de la tourbe. Ces cations, en présence d'ions hydrogène, passent en solution et neutralisent ou font même augmenter le pH de la solution acide (Shilts et al, 1981). L'effet neutralisant du pouvoir d'échange cationique est fonction de la nature du cation de saturation et de la nature et du pH des solutions de départ. Le pouvoir d'échange cationique diminue proportionnellement à l'abaissement du pH (Clymo, 1983). La teneur en matières organiques et le degré de décomposition de la tourbe et du sol influenceront fortement le pouvoir d'échange cationique (Gorham, 1967). Lorsque les sites d'échange sont saturés par des ions hydrogène, la capacité de neutralisation des apports acides devient négligeable.

Les phénomènes d'oxydo-réduction, ou rédox, se produisent au niveau ou au-dessous de la nappe phréatique, et sont déterminés par les microbes. La réduction de sulfate et la dénitrification sont deux phénomènes de rédox qui peuvent diminuer l'acidité des terres humides. Le sulfate est absorbé par des processus biologiques ou réduit en sulfure d'hydrogène (Hemond, 1980; Gorham et al, 1984). De même, l'excès de nitrate est transformé par absorption biologique ou dénitrification. La mesure dans laquelle ces processus peuvent réussir à compenser une augmentation des teneurs en sulfate et en nitrate des précipitations, est toutefois théoriquement limitée (Hemond, 1980; Gorham et al, 1984; Urban et al, 1985).

Des variations dans la profondeur de l'eau peuvent influer sur le processus d'acidification en modifiant les conditions dans lesquelles les phénomènes de rédox se produisent. En période de sécheresse, les rabattements entraînent l'aération des sols et de la tourbe habituellement anoxiques, ce qui peut oxyder le soufre organique ou les sulfures métalliques pour former des acides sulfuriques (Gorham et al, 1984). L'aluminium et des substances humiques pourraient être à l'origine d'autres effets tampon chimiques, mais leur capacité de résistance à l'acidification n'a pas été mesurée (Gorham et al, 1984).

3.1.3 La réaction des biotopes

Un examen de la documentation révèle que le rôle et la dynamique de la végétation et des organismes peuvent être un indicateur et un

agent de modification importants de la vulnérabilité des écosystèmes des terres humides. L'étude de ces deux caractéristiques s'est avérée très utile pour la recherche sur les précipitations acides car les écosystèmes subissant les retombées acides sont exposés à des stress multiples (p. ex. surplus d'acide, d'azote et de soufre) pendant une période de temps prolongée.

La réaction biologique peut être étudiée à trois niveaux : 1) la composition floristique/faunique; 2) la morphologie et 3) les éléments chimiques constituants (grigal, 1972). L'analyse de la flore et de la faune des terres humides révèle des modifications distinctes dans la nature des communautés végétales et animales le long de gradients naturels d'acidité (Gorham et al, 1984). On peut donc supposer que l'étude des organismes d'une terre humide indiquerait si celle-ci subit ou non une acidification. Certains estiment que les bryophytes et les algues microscopiques sont souvent les espèces végétales les plus vulnérables, tout comme le sont les petits invertébrés comme les escargots (Gorham et al, 1984). Les amphibiens sont également identifiés comme une espèce vulnérable à l'acidification et pourraient donc être un indicateur (Glooschenko et al, 1985a).

3.1.4 Les facteurs temporels

L'étude des terres humides doit prendre en compte le fait que les phénomènes hydrologiques et hydrochimiques agissent dans le temps. Le changement et le stress ne deviennent pas nécessairement évidents après l'intervention d'une force externe comme les précipitations acides (Livingston et Loucks, 1979). Il est important d'établir des différences entre les phénomènes décelables à court terme et à long terme. La présente section traitera de l'effet cululatif de ces critères hydrochimiques et biologiques.

La capacité des systèmes tampon de certaines terres humides comme les tourbières minérotrophes pauvres est limitée. À court terme (c'est-à-dire sur plusieurs années), le système devrait vraisemblablement neutraliser les effets des précipitations acides. Toutefois, une exposition chronique à ce stress entraînera probablement une saturation des sources de neutralisation et l'acidification deviendra évidente en moins d'une décennie (E. Gorham, comm. pers.). Les études hydrochimiques doivent prendre en compte cette capacité d'assimilation des terres humides, en d'autres termes, la Capacité à dissimuler ou à éviter les effets à court terme (Likens et Bormann, 1974).

L'étude des terres humides se préoccupe également de la modification à long terme des cycles hydrochimiques. Ces cycles peuvent avoir des fréquences différentes (diurne, saisonnière, annuelle, historique) et présenter plusieurs échelles de variabilité temporelle (Kadlec et Kadlec, 1979). Il est tions à long terme entraînées par un facteur comme les précipitations acides et il faudra peut-être déterminer un taux moyen de modification de l'amplitude de la variation cyclique normale.

La réaction biologique aux précipitations acides demande elle aussi, du temps pour se manifester. L'étude des effets des précipitations acides sur les espèces vivaces des terres humides rend ce phénomène particulièrement évident car, à moins d'une cummulation d'effets, les modifications seront lentes

(Hutchinson et Havas, 1980). Ce phénomène est en grande partie dû à la profondeur de la zone d'enracinement des plantes où les changements d'acidité peuvent être moins prononcés. Elles peuvent donc présenter ce que Gorham (1957) a appelé "l'inertie biologique".

Ainsi, la vulnérabilité d'une terre humide aux précipitations acides est une affaire de temps car les critères descriptifs les plus importants de la vulnérabilité sont eux-mêmes soumis au temps. Il est essentiel de prendre en compte ce facteur lors de l'élaboration d'expériences destinées à évaluer l'impact des pluies acides sur les terres humides.

3.2 Un indice de vulnérabilité des terres terres humides

Les cinq classes principales de terres humides (tourbière ombrotrophe, tourbière minérotrophe, marécage, marais et terres légèrement submergées) "pauvres" ou "riches" en éléments nutritifs ont été divisées en quatre catégories de vulnérabilité en fonction des facteurs intrinsèques susmentionnés. Cette classification est une évaluation progressive, relative à la vulnérabilité aux pluies acides telle que proposée par Kessel-Taylor (1985). Elle est en grande partie de nature subjective et devra être vérifiée par des expériences et des observations sur le terrain. Les quatre classes de vulnérabilité utilisées sont les suivantes:

1 - faible vulnérabilité
2 - vulnérabilité modérée
3 - vulnérabilité de modérée à élevée
4 - vulnérabilité élevée

CLASSE 1 - FAIBLE VULNÉRABILITÉ

MARAIS, MARÉCAGES RICHES EN ÉLÉMENTS NUTRITIFS, TOURBIÈRES MINÉROTROPHES RICHES EN ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET TERRES LÉGÈREMENT SUBMERGÉES

Les effets des pluies acides sur les marais, les marécages riches et les terres légèrement submergées devraient être négligeables (E. Gorham, comm. pers.). Les eaux de ces terres humides ont un pH presque neutre et possèdent un pouvoir tampon suffisant pour neutraliser l'apport acide des précipitations causé par l'enrichissement minérotrophe en calcium, magnésium, sodium et potassium. De plus, les eaux des marais et des terres légèrement submergées qui s'écoulent librement mettent les précipitations acides en contact avec des sources tampons.

Les effets des précipitations acides sur les tourbières minérotrophex riches (c'est-à-dire celles à forte alcalinité et à eaux minérotrophes) devraient être minimes en raison du pouvoir tampon des eaux de surface. Il y a toutefois des exceptions à cette règle. Des mesures saisonnières des eaux de surface d'une tourbière minérotrophe du sud de l'Ontario ont révélé une baisse du pH de 6,0 à 4,0 de l'automne au printemps (J. Riley, comm. pers.). Cette observation permet de supposer que l'accroissement de l'écoulement de l'eau causé par le dégel, combiné à l'inaccessibilité des sédiments minérotrophes gelés qui auraient pu neutraliser l'apport d'eau acide, ont provoqué cette baisse temporaire du pH. Les modifications à plus long terme de la chimie de l'eau, ou de la flore et de la faune, dues à de telles fluctuations du pH sont peu probables. Ce phénomène démontre que l'écoulement de l'eau influence de façon

importante toute modification des terres humides soumises à des retombées acides.

Dans la plupart des cas, le pouvoir hydrochimique neutralisant des marais, des marécages riches, des tourbières minérotrophes riches et des terres légèrement submergées recevant des précipitations acides, devrait empêcher toute modification importante de la terre humide ou des eaux d'évacuation. Les régimes hydrochimique et hydrologique de ces classes de terres humides sont tels que les pluies acides ne devraient y avoir qu'un impact minime.

CLASSE 2 - VULNÉRABILITÉ MODÉRÉE - TOURBIÈRES OMBROTROPHES

Les tourbières ombrotrophes sont intrinsèquement acides, mais certains estiment qu'elles peuvent être vulnérables aux effets préjudiciables des pluies acides (Gorham, 1958; Johnson, 1981; Bayley, 1983). Leur pH se situa à moins de 4,5; les bicarbonates n'y sont donc plus disponibles pour neutraliser l'apport des ions hydrogène contenus dans le pluies acides. Toutefois, des acides organiques et l'aluminium en présence de ces faibles valeurs du pH neutraliseront cette acidité (Johannesen, 1980). Le pouvoir d'échange cationique de la tourbe est déjà grandement saturé par les ions hydrogène engendrés par les mousses Sphagnum et n'assurera qu'une neutralisation limitée. La lenteur du déplacement de l'eau dans une tourbe bien décomposée (Bulavko, 1971) accroît le contact avec ces sources de neutralisation. Si le potentiel de réduction de l'acidité des tourbières oligotrophes venait à être épuisé, une augmentation de l'acidité causée par les pluies acides dans ce milieu à faible pH peut mobiliser les métaux toxiques comme l'aluminium, le zinc, le mercure et le cadmium, et déclencher la perte d'éléments nutritifs ou de cations de base. L'un et l'autre phénomène entraîneraient une inhibition de la croissance végétale qui pourrait être évaluée par des observations sur le terrain. Les pluies acides peuvent donc avoir des effets préjudiciables sur les tourbières ombrotrophes.

Le pouvoir interne de neutralisation des tourbières oligotrophes devrait réduire l'acidité du débit sortant, bien que la solubilisation de l'aluminium puisse être élevée et entraîner une augmentation des taux de dépôts acides. Ces terres humides ont donc été identifiées comme modérément vulnérables.

CLASSE 3 - VULNÉRABILITÉ DE MODÉRÉE À ÉLEVÉE - MARÉCAGES PAUVRES

Certains marécages pauvres en éléments nutritifs ne reçoivent qu'un apport minérotrophe minime. L'apport des ions nécessaire à l'échange de cations et l'effet tampon des bicarbonates sont limités. Leur pH est donc presque neutre et le dépôt d'acide peut rapidement épuiser son pouvoir de neutralisation existant. De même, l'écoulement de l'eau dans les marécages pauvres en éléments nutritifs peut souvent être canalisé, restreignant l'interaction des précipitations avec les substrats végétaux et sédimentaires. En présence d'un afflux important de précipitations acides (p. ex. fortes pluies, dégel printanier), il peut y avoir une baisse temporaire du pH de ces eaux qui ont contourné les sources de neutralisation. Le débit sortant ne serait donc pas neutralisé et son potentiel de contribution à l'acidification des eaux de surface est élevé. C'est pourquoi, certains marécages pauvres en éléments nutritifs pourraient être classés comme modérément à

très vulnérables aux précipitations acides. Ce scénario suppose que l'effet tampon des bicarbonates des eaux de surface est saturé, ce qui peut on non être le cas.

CLASSE 4 - VULNÉRABILITÉ ÉLEVÉE - TOURBIÈRES MINÉROTROPHES PAUVRES EN ÉLÉMENTS NUTRITIS

Certaines formes de toubières minérotrophes risquent d'être très vulnérables aux précipitations acides. Certains estiment que les tourbières minérotrophes pauvres en éléments nutritifs, et caractérisées par une faible alcalinité, une diversité floristique réduite, un faible débit de l'eau, un faible apport minéral des sols environnants et des complexes d'échange cationique uniquement disponibles en surface de la tourbe, sont très vulnérables à l'acidification (Gorham et al, 1984). Le pouvoir tampon des bicarbontes y serait rapidement consommé par les précipitation acides, en raison de leur faible alcalinité et de leur apport limité en carbonates. Un afflux d'ions hydrogène dans les précipitations acides lessiverait les bases des tourbes superficielles et entraînerait une baisse du pH des eaux de surface. Des modifications ultérieures de la composition floristique d'une tourbière minérotrophe pauvre peuvent entraîner l'invasion d'espèces de Sphagnum acidophiles. L'acidification naturelle conséquente de ces tourbières minérotrophes se traduirait par des changements biologiques découlant de la modification de l'environnement chimique déclenchée par l'acidification anthropique au fil de la transformation de la tourbière minérotrophe en tourbière ombrotrophe. Le débit sortant deviendrait de plus en plus acide, contribuant ainsi à acidifier les eaux de surface.

3.3 Conclusions

Le tableau 2 résume les critères et les classes de vulnérabilité examinés ci-dessus. Ils ne sont qu'une première approximation des facteurs intrinsèques déterminant la réaction d'une terre humide à des précipitations acides. L'étude de ces facteurs sur le terrain et en laboratoire permettra d'obtenir les preuves nécessaires pour corroborer or rejeter les indices proposés de vulnérabilité. L'étude des classes de terres humides de modérément à très vulnérables (p. ex. tourbières ombrotrophes, marécages pauvres et tourbières minérotrophes pauvres) permettra d'obtenir les données nécessaires pour connaître les effets de l'acidfication anthropique sur les terres humides.

4.0 LES RECHERCHES ACTUELLES SUR LES TERRES HUMIDES ET LES PRÉCIPITATIONS ACIDES

Les gouvernements fédéral et provinciaux de Canada et ceux des états des États-Unis d'Amérique ainsi que les chercheurs universitaires accordent de plus en plus d'attention aux effets des précipitations acides sur les terres humides (tableau 3). Nous vous présentons un bref résumé des études effectuées actuellement dans sept établissements de l'est de l'Amérique du Nord dont :

1) La University of Minnesota, Minneapolis
2) L'Institut des eaux douces, Winnipeg
3) Le Service canadien de la faune, Ottawa
4) L'Institut national de recherce sur les eaux, Burlington
5) Le ministre de l'Environnement de l'Ontario, Toronto
6) L'Université de Toronto, Toronto, et
7) La Direction générale des terres, Environment Canada, Ottawa

Tableau 2:

Classes de terres humides et leur vulnérabilité relative aux précipitations acides (Kessel-Taylor, 1985)

Classe de terre humide	Caractéristiques du sol	Chimie de la source d'eau principale	Débit de l'eau	Hydrochimie	Intervalle générale d'acidité (pH)	Vulnérabilité des terres humides aux dépôts acides
Marais	Principalement minéral: dépressions remplies d'une certaine quantité de tourbe	Minérotrophe	Eau stagnante libre; eau courante	Riche en minéraux – dépendant de sources d'eau souterraines	>6,0	Faible
Terres légèrement submergées (profondeur de <2 m)	Minéral	Minérotrophe	Eau courante et stagnante	Riche en minéraux – dépendant de sources d'eau souterraines	>6,0	Faible
Marécage riche en éléments nutritifs	Tourbe ou sol minéral	Minérotrophe	Eau à faible courant ou stagnante	Riche en minéraux – dépendant de sources d'eau souterraines	6,0-6,5	Faible
Marécage pauvre en éléments nutritifs	Tourbe	Ombrotrophe avec un peu d'eau minérotrophe	Lent	Apports minéraux modérés	4,5-6,0	De modérée à élevée
Tourbière minérotrophe riche en éléments nutritifs	Tourbe	Minérotrophe	Faible courant	Riche en minéraux – dépendant de sources d'eau souterraines	>6,0	Faible
Tourbière minérotrophe pauvre en éléments nutritifs	Tourbe	Ombrotrophe avec un peu d'eau minérotrophe	Eau stagnante ou à écoulement lent	Apports minéraux modérés	4,5-6,0	Élevée
Tourbière ombrotrophe	Tourbe	Ombrotrophe	Eau stagnante ou à écoulement lent	Pauvre en minéraux	<4,5	Modérée

Ce tableau est un résumé des caractéristiques générales de chaque classe de terres humides. Chaque classe comporte des exceptions.

Tableau 3: Faits saillants des recherches sur les précipitations acides et les terres humides effectuées dans l'est de l'Amérique du Nord jusqu'en 1985

Organisme	Lieu	Sujet de l'étude
Département d'écologie et de biologie behavioriste, Université du Minnesota	Transect allant du Minesota à Terre-Neuve	° Écologie et biochimie des tourbières ombrotrophes à Sphagnum de l'Amérique du Nord comparativement à celles d'Europe ° Surveillance de certains sites de tourbières ombrotrophes en vue de la détermination des tendances à long terme
Institut des eaux douces Pêches et Océans Canada	Zone expérimentale des lacs, Ontario	° Surveillance des effets de l'acidification artificielle d'une toubière ombrotrophe et d'une tourbière minérotrophe pauvre
Service canadian de la faune, Environnement Canada	Région de Wanapitei et du lac Ranger, Ontario	° Comparaison des variations du biotope des terres humides dans deux zones de précipitations acides ° Caractérisation des habitats des terres humides
Direction générale des eaux intérieures et Service canadien de la faune, Environnement Canada	Sud-ouest de la Nouvelle-Ecosse	° Impact des eaux organiques des tourbières sur la chimie des eau de surface
Direction générale des terres, Environnement Canada	Sud-ouest de la Nouvelle-Ecosse	° Évaluation du rôle de la gestion de l'utilisation des terres, de la gestion des pêches et des terres humides dans le déclin des populations de saumons dans les rivères
Section des écosystèmes aquatiques et terrestres, ministère de l'Environnement de l'Ontario	Région de Muskoka, y compris le lac Plastic, Centre de l'Ontario	° Surveillance d'un bassin hydrographique pour l'évaluation de l'impact des précipitations acides sur les systèmes aquatiques ° Rôle des acides organiques dans la chimie de l'eau
Institut des études environnementales, Université de Toronto et Service canadien de la faune, Environnement Canada	Ontario : Dyden, lacs Turkey, Sudbury et Muskoka	° Accumulation de métaux chez le vison et la loutre

Nous présentons aussi des commentaires sur deux ateliers scientifiques traitant de certains aspects des recherches sur les précipitations acides et les terres humides.

4.1 University of Minnesota, Department of Ecology and Behavioral Biology (Dr. E. Gorham

Deux projets de recherche ont été conçus pour étudier la vulnérabilité des tourbières aux précipitations acides. Le premier est un projet d'évaluation de la vulnérabilité des écosystèmes de tourbières aux dépôts acides et aux polluants associés (Gorham et al, 1984). Une demande de financement du projet a été présentée à la National Science Foundation (États-Unis), mais aucune aide financière n'a encore été accordée.

Les objectifs de ce projet seraient d'étudier : 1) les processus chimiques intervenant dans l'acidification naturelle et anthropique des tourbières et 2) les réactions les plus importantes de la flore et des communautés végétales à l'acidification. L'approche consisterait à comparer l'évolution de la tourbière dans des tourbières minérotrophes pauvres exposées et non exposées à des dépôts acides considérables. Les conclusions tirées de cette recherche seraient ensuite vérifiées par une seconde étude comportant l'acidification expérimentale d'une tourbière minérotrophe pauvre.

Le deuxième projet, en cours depuis 1981, examine l'écologie et la biochimie des tourbières ombrotrophes a Sphagnum de l'Amérique du Nord, plusieurs études détaillées étant effectuées dans des endroits comme la tourbière ombrotrophe Luteher au Minnesota. Bien que cette étude n'aborde pas de façon particulière les effets des pluies acides sur les terres humides, certaines observations de l'influence générale de la pollution atmosphérique sur la chimie de l'eau des tourbières ombrotrophes ont été effectuées (Gorham et al, 1985).

Ce projet a pour objectifs : 1) d'examiner les facteurs environnementaux régissant la chimie des eaux des tourbières ombrotrophes, 2) de comparer la chimie des eaux ombrotrophes dans les régions continentale médiane et océanique orientale de l'Amérique du Nord avec celles de l'Irlande et de l'Angleterre et 3) d'analyser les causes de leur acidité.

Vingt-huit sites de tourbières ombrotrophes ont été choisis le long d'un transect allant du Manitoba à Terre-Neuve. A titre de comparaison, trois tourbières ombrotrophes du nord de l'Angleterre (dans les monts Pennine sud, où la pollution atmosphérique est grave) et deux tourbières ombrotrophes maritimes d'Irlande ont été incluses dans l'étude. Divers paramètres chimiques (p. ex. le pH, les concentrations d'ions, le carbone organique dissous) d'échantillons d'eau ont été analysés. La composition floristique complète en plants vasculaires, bryophytes et lichens a été déterminée dans chaque site, et des estimations ont été faites de la couverture végétale et de la répartition de chaque espèce. Des carottes ont été prélevées dans les tourbières ombrotrophes jusqu'au sol minéral de base afin d'obtenir des données sur les vitesses d'accumulation de la tourbe, la paléoécologie et la stratigraphie chimique. Les eaux de surface ont été échantillonnées et analysées pour déterminer la présence des principaux ions et des métaux à l'état de traces.

Les données hydrochimiques ont été interprétées en fonction de l'apport acide. On a constaté que les concentrations élevées de polluants n'étaient pas décelées dans les tourbières ombrotrophes recevant les émissions urbaines/industrielles d'oxydes de soufre et d'azote. Ce phénomène a été attribué à plusieurs facteurs. En premier lieu, l'azote qui est un élément nutritif essentiel des plantes et qui est souvent limité dans les tourbières ombrotrophes, est vraisemblablement absorbé par les plantes et s'élimine par la réduction microbienne et la dénitrification. Ces processus expliqueraient le fait que l'azote n'est habituellement pas décelable dans les échantillons d'eau ombrotrophe, malgré les fortes concentrations présents dans les précipitations le long du transect. En deuxième lieu, les concentrations de sulfates sont vraisemblablement diminuées par la réduction microbienne qui se produit près de la nappe phératique. Ceci expliquerait pourquoi les mesures moyennes de sulfate étaient sensiblement inférieures à celles des précipitations d'un bout à l'autre du transect (Gorman et al, 1985).

Des interprétations plus approfondies des données sur le sulfate et l'acidité ont été faibles récemment (Urban et al, 1985). Une tendance à la hausse des concentrations de sulfate d'ouest en est, dans le même transect, a été observée et corrélée au gradient de dépôt des sulfates. Il a toutefois été démontré que l'apport réduit de sulfate retenu dans les tourbières ombrotrophes dépendait énormément de facteurs hydrologiques. La fraction de sulfate résiduel diminuait à mesure que la fraction des précipitations se joignant aux eaux de ruissellement augmentait. Il a été établi que l'interaction entre le déplacement de l'eau et la réduction de sulfate empêchait de définir une charge fixe de sulfate qui entraînerait l'acidification des tourbières ombrotrophes. Certains estiment que les tourbières ombrotrophes échantillonnées dans le Maine subissent probablement une acidification anthropique.

Les bilans d'acidité ont été comparés un peu partout à travers le transect. Une très légère modification de l'acidité organique par opposition à l'acidité minérale a été observée, l'importance de cette dernière augmentant vers l'est le long du transect. Les auteurs ont conclu que les tourbières ombrotrophes de l'est étaient sujettes à être davantage acidifiées par les pluies acides en raison : 1) de la diminution du temps de rétention de l'eau dans ces tourbières ombrotrophes maritimes, qui entraîne une diminution correspondante de la réduction du sulfate et 2) des taux élevés de production d'acidité minérale et organique qui neutralisent le faible apport d'alcalinité.

On peut donc dire, en résumé, que les tourbières ombrotrophes ont un pouvoir important de réduction des sulfates. Ce pouvoir prend de plus en plus d'importance à mesure que le dépôt de sulfate augmente. Ces résultats ont incité Gorham et al (1985) à conclure que la réduction du sulfate rendait les effets de sulfate anthropique négligeables. La capacité des tourbières ombrotrophes à neutraliser les effets des pluies acides semble toutefois être limitée (Urban et al, (1985). M. N. Urban, Ph.D. poursuit certaines études de surveillance dans la tourbière minérotrophe de Luther au Minnesota.

4.2 Pêches et Océans Canada, Institut des eaux douces (Dr. S. Bailey)

Ce projet de Pêches et Océans Canada est destiné à fournir des données de base pour les essais futurs d'acidification d'une terre humide. L'étude se déroule dans la zone expérimentale des lacs (ZEL), dans le nord-ouest de l'Ontario, une région qui reçoit de faibles niveaux de précipitations acides. Le projet comporte la collecte de données de base avant l'acidification d'une tourbière ombrotrophe et la collecte de données pendant l'acidification même.

La première partie de l'étude fournit des données quantitatives et comparatives sur la végétation de certaines tourbières ombrotrophes. Ces données ont été analysées en fonction de variables chimiques et hydrologiques avant l'acidification artificielle (Bayley, 1983; Bayley et Schindler, 1985; Vitt et Bayley, 1984).

Les données sur la chimie des eaux de surface sont particulièrement intéressantes. Le pH, la conductivité rectifiée, l'alcalinité, Ca, Mg, Na, Mn, K, Fe, Cl, N_2O_3 et SO_4 des échantillons d'eau ont été analysés. Ces variables permettent de décrire les caractéristiques hydrochimiques des tourbières ombrotrophes qui reçoivent de faibles taux de précipitations acides. En plus de ces données qualitatives générales, des échantillons d'eau de surface d'une tourbière ombrotrophe particulière ont été analysés, chaque semaine, pendant une période sans glace, dans des stations situées à l'entrée et à la sortie des eaux de la tourbière ombrotrophe. On a ainsi pu établir les modifications de la chimie de l'eau provoquées par la végétation de la tourbière ombrotrophe. Les résultats révèlent que les concentrations de *Ca*, *Mg*, SO_4, N_2O_3 et l'alcalinité étaient beaucoup plus faibles à la sortie de la tourbière qu'à son entrée, tandis que la concentration d'ions hydrogène était beaucoup plus élevée dans le débit sortant. Les chercheurs ont mis en évidence des associations entre les paramètres physiques et chimiques et la structure des espèces dominantes. Les communautés végétales forment une série de gradients, les différentes espèces végétales occupant des habitats en chevauchement.

Les données sur l'état de ces terres humides avant leur acidification servent de point de comparaison pour les changements provenant de l'acidification artificielle. Nous disposons d'un grand nombre de données de base chimiques et physiques sur d'autres terres humides de la ZEL (Wickware et Rubec, 1976). Ces deux études offrent de précieuses descriptions des écosystèmes de terres humides dans une région recevant un minimum de pluies acides; ces données pourraient fournir des éléments de référence essentiels pour comparer les données prélevées dans des terres humides touchées par les pluies acides.

L'objectif de la deuxième phase du projet d'acidification est de déterminer les effets des concentrations et des volumes connus de sulfate, de nitrate et d'ions hydrogène sur la végétation et la chimie d'une tourbière minérotrophe pauvre dans une région qui reçoit actuellement de faibles taux de polluants atmosphériques (Bayley et Schindler, 1985). L'acidification a été réalisée à l'aide d'un mélange équimoléculaire à part égale de H_2SO_4 et de HNO_3 concentrés, ajouté à de l'eau pompée d'un lac voisin et pulvérisé par de petites buselures d'irrigation sur 2,66 ha

d'une terre humide, chaque mois, pendant la *saison sans glace de 1984* et pendant trois mois en 1983. La durée de pulvérisation de l'eau d'irrigation (pH 3) durait de 4 à 5 heures. Il s'ensuivait une hausse du pH de l'eau du lac (5-7) qui durait 30 minutes.

Jusqu'ici, les résultats indiquent que les quantités de sulfate et de nitrate ajoutées à la terre humide sont toutes disparues rapidement. Les dépôts de sulfate ont repris leurs concentrations de fond en moins de sept jours et ceux de nitrate après une seule journée. Des essais en laboratoire ont confirmé ces observations sur le terrain, car il a été démontré que Sphagnum spp. était capable d'éliminer ces rapports de sulfate et de nitrate moins de 12 heures après l'application. Les chercheurs ont observé que la réduction de sulfate se produisait dans les 10 cm supérieurs de la mousse saturée. Ce processus a par la suite été simulé dans des régions minérotrophes par ajout de sulfate pendant des périodes de pluies acides. L'ajout d'acide à Sphagnum spp. sur le terrain a entraîné une augmentation mesurable de la croissance. Les auteurs n'ont relevé aucun changement de la décomposition de la litière de Sphagnum contenue dans des sacs insérés dans la tourbière ombrotrophe exposée à la pulvérisation acide. Les feuilles de bouleau ont toutefois subi une décomposition plus accélérée dans la région acidifiée. En règle générale, les concentrations des métaux à l'état de traces (Al, Cu, Fe, Mn, Zn) n'ont pas augmenté en raison de l'acidification. L'acidification n'a eu aucun effet sur l'apparition de nouveaux insectes.

On prévoit poursuivre le programme sur l'acidification des terres humides. L'une des principales observations effectuée jusqu'ici est que la tourbière ombrotrophe semble être un milieu de captage pour les sulfates et les nitrates, sans causer d'effets dommageables évidents ou prématurés. Les chercheurs laissent entendre que les effets de l'acidification sur les terres humides sont un phénomène à long terme qui ne se manifeste qu'après une exposition prolongée aux polluants.

4.3 Environnement Canada, Service canadien de la faune, région de l'Ontario (Dr. P. Blancher)

Le Service canadien de la faune mène une étude sur les effets des dépôts acides sur la faune des terres humides dans les régions de Wanapitei et du lac Ranger, dans le nord-est de l'Ontario. Ces deux régions reçoivent des charges acides annuelles moyennes différentes (Blancher, 1984, 1985a, 1985b). La région de Wanapitei, au nord-est de Sudbury, a un taux d'acidification beaucoup plus élevé que celle du lac Ranger, au nord-est de Sault Ste Marie en Ontario. Le projet a débuté en 1984 et devrait se poursuivre jusqu'en 1986.

En 1984, un relevé préliminaire sur le terrain était effectué pour localiser les terres humides et déterminer les caractéristiques de leur végétation, des invertébrés aquatiques et de la chimie de l'eau en vue d'un relevé intensif sur le terrain en 1985 (Blancher, 1984). Les résultats de ce relevé initial indiquent que l'apport élevé des pluies acides sur les terres humides de Wanapitei se reflète dans la chimie de l'eau de ces terres, qui sont plus acides et ont de plus fortes teneurs en sulfate et en métaux que celles de la région d'étude du lac Ranger.

Les recherches se poursuivront afin d'établir de façon plus détaillée les caractéristiques

des habitats de terres humides de ces deux régions. Des données sur la morphologie de la tourbière, l'hydrologie, la physionomie, le type de tourbe, la chimie de l'eau, la flore et la faune ont été recueillies. La réaction de certains groupes d'espèces fauniques des tourbières aux précipitations acides est particulièrement intéressante. Des comparaisons seront établies entre les invertébrés aquatiques, les cyprinidés, les amphibiens reproducteurs, les oiseaux aquatiques, les oiseaux insectivores et les musaraignes des deux régions.

Ce projet vise particulièrement à déterminer s'il est possible ou non de déceler l'apport d'acide dans des régions recevant une faible charge. Les résultats préliminaires, qui concordent avec les conclusions de Urban et al (1985), laissant croire que des différences régionales sont discernables.

4.4 Environment Canada, Direction générale des eaux intérieures, Institut national de recherche sur les eaux (Dr. R. Bourbonnière)

La Direction générale des eaux intérieures examine l'impact des eaux organiques des tourbières sur les écosystèmes aquatiques en déterminant la contribution des acides organiques à l'acidité des eaux de surface. L'échantillonnage de certains lacs et rivières de Nouvelle-Écosse a débuté en 1984 et se poursuivra jusqu'en 1986.

Des échantillons saisonniers ont été prélevés dans des eaux colorées de tourbières ombrotrophes, dans celles de ruisseaux et de rivières à la tourbière Barrigton, dans les lacs Beaverskin et Pebbleloggitch et dans certains sites fluviaux du parc national Kejimkujik en Nouvelle-Écosse. Les travaux en laboratoire consistaient à fractionner la matière organique dissoute en acide humique et en six sous-fractions d'acide fulvique. Les résultats révèlent que les eaux de la tourbière ombrotrophe contiennent habituellement des fractions acides d'acide fulvique, tandis que l'eau des lacs associés avec des tourbières ombrotrophes ont des constituants organiques neutres et acides; on pense que la fraction neutre provient des eaux de 4mlssellement. Les rivières échantillonnées à un certaine distance de leur source avaient de forts pourcentages d'acide humique, ce qui indique que les modifications chimiques s'étaient produites dans des conditions plus aérées.

Les rapports portant sur les fractions d'aluminium présentes dans les échantillons d'eau de certains sites exposés à un stress acide sont en cours de rédaction (R. Bourbonnière, comm. pers.). Les futurs travaux consistent à surveiller les rivières Mersey et Clyde et les lacs Beaverskin et Pebbleloggitch en Nouvelle-Écosse.

Ces travaux sont effectués en collaboration avec M. J. Kerekes Ph. D. (Service canadien de la faune, région de l'Atlantique) qui participe au programme des bassins jaugés de la Kejimkujik, étudiant les effets aquatiques et terrestres du transport à grande distance des polluants atmosphériques. De 1978 à 1983, des données ont été prélevées dans trois bassins lacustres de cette région qui sont vulnérables aux précipitations acides. L'influence du drainage des tourbières sur la composition chimique de l'eau des lacs dans ces bassins versants est actuellement à l'étude.

Une analyse des données sur la qualité de l'eau des tributaires des bassins versants de

la Kejimkujik révèle que, même si les eaux colorées présentent une acidité organique considérable, le soufre d'origine anthropique augmente davantage l'acidité de ces eaux, notamment en période de fort débit (Kerekes, et al 1985a). Une étude des sources d'ions sulfate et d'acidité dans les terres humides et les lacs de Nouvelle-Écosse a permis d'établir que, pendant les mois sans glace, le sel de mer rectifiait l'intervalle des concentrations de sulfate d'environ 45 meq/L dans l'extrémité sud de la province, à 30 meq/L dans la région de la Kejimkujik, à moins de 17 meq/L dans les régions du Nord, pour une moyenne de 85 meq/L dans la région d'Halifax. Ces données reflètent la configuration du dépôt atmosphérique de sulfate (Kerekes et al, 1985b).

4.5 Ministère de l'Environment de l'Ontario, Section des écosystèmes aquatiques (et terrestre) (Dr. P. Dillon)

M. P. Dillon Ph. D. dirige un projet destiné à surveiller les flux ioniques dans vingt-quatre bassins versants de l'Ontario afin de déterminer les effets du dépôt d'acide sur ces systèmes lacustres. Bien que ces travaux ne portent pas directement sur les terres humides, quelques-uns des bassins versants à l'étude contiennent des régions de terres humides et c'est ainsi que des données particulières sur les précipitations acides et les terres humides ont été obtenues.

Les recherches ont permis d'évaluer l'importance des acides organiques par rapport aux acides minéraux entrant dans le lac Plastic, un lac entouré de marécages à conifères et Sphagnum. L'eau entrant dans le lac a été échatillonnée deux fois par semaine, pendant la fonte des neiges, au printemps de 1982 et analysée pour déterminer les concentrations des principaux ions. Les résultats révèlent que, à certains moments de cette période, le débit entrant du lac qui draine les marécages contribue énormement à l'acidité du système. Sur une base annuelle, les acides organiques ne sont toutefois pas la principale source d'acidité de ce bassin versant; c'est l'acide sulfurique d'origine anthropique qui en est la principale source. Pendant les débits de pointe, les anions sulfate (provenant du dépôt d'acide) dominent la chimie des anions, avec 83 pourcent du total. Ce pourcetage baisse en période de faible débit, pendant les mois d'été, en raison de l'anoxie saisonnière dans les marécages à conifères et Sphagnum en amont à cette époque. Ce n'est qu'à ce moment que les matières organiques deviennent la source la plus importante d'acidité (LaZerte et Dillon, 1984).

La surveillance de ces bassins versants se poursuivra dans l'avenir. Ces données continueront d'être une source de renseignements sur l'influence des terres humides sur l'acidité totale de ces bassins versants.

4.6 Université de Toronto, Institut des études environnementales (Dr. C. Wren)

M. C. Wren Ph.D. effectue une étude pour le service canadien de la faune, Environnement Canada, visant à évaluer l'accumulation de métaux chez le vison sauvage et la loutre en Ontario provoquée par les charges polluantes et leur disponibilité dans l'environnement (Wren et Stokes, 1985). Même si les terres humides ne sont qu'une partie de l'aire de répartition du vison et de la loutre, cette étude peut être utile pour définir les effets biologiques possibles des précipitations

acides sur la faune associée aux terres humides. Les travaux ont débuté en 1983 et devraient se poursuivre jusqu'en 1986. Les activités sur le terrain sont terminées et les efforts sont concentrés actuellement sur l'achèvement de l'analyse des teneurs en métaux des échantillons de tissus et de nourriture.

Quatre régions de l'Ontario ont été choisies pour cette étude: Dryden (rivières English-Wabigoon), les lacs Turkey, Sudbury et Muskoka. Les premières données révèlent la présence de différences régionales dans les teneurs en métaux. Le rapport final abordera le problème de l'accumulation éventuelle des métaux toxiques (provenant des dépôts atmosphériques et de leur mobilité accrue en raison de l'acidification) chez la faune et évaluera les dangers de toxicité des concentrations actuelles de métaux pour les populations de visons et de loutres en Ontario.

4.7 Environnement Canada, Direction générale des terres (Mad. I. Kessel-Taylor)

Le déclin et l'extention éventuelle du saumon atlantique (Salmo salar) dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse ont été attribués à l'acidification des eaux de surface causée par l'accroissement des pluies acides. Un examen plus approfondi de cette région nous permet d'identifier plusieurs facteurs locaux uniques qui pourraient avoir un effet significatif sur la population locale de saumons et l'acidité des eaux de surface. Ce sont : 1) les méthodes historiques de capture du saumon; 2) les modifications des méthodes de gestion des terres et 3) la présence de sols et de terres humides acides qui contribuent à l'acidité naturelle des eaux de surface. Un examen de ces facteurs locaux et de leur rôle dans le déclin des pêches et l'acidification des eaux de surface peut aider à évaluer la relation existant entre les précipitations acides, l'acidification des eaux de surface et le déclin du saumon dans cette région.

Une étude de cas du déclin des populations de saumons atlantiques a été entreprise dans la rivière Clyde, dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. Les résultats révèlent 1) que, d'un point de vue historique, les méthodes de gestion du poisson ont à maintes reprises épuisé les stocks de poissons de la rivière, 2) que les mofifications de la gestion des terres ont augmenté l'acidité du sol en raison des activités de reboisement des régions ravagées antérieurement par le feu et coupées à blanc et 3) que les terres humides influencent énormément l'acidité des eaux de surface. Les précipitations acides et leur impact sur l'acidité des eaux de surface se sont ajoutées à ces facteurs. C'est la combinaison de l'ensemble de ces facteurs qui a contribué au déclin et à l'extinction du saumon atlantique dans cette région (Kessel-Taylor, 1986).

L'étude établit également une corrélation entre la superficie d'une terre humide au sein d'un bassin versant et les mesures de la qualité de l'eau de surface. Pour ce faire, neuf autres rivières de la Nouvelle-Écosse ont été choisies pour permettre d'établir des corrélations statistiques. On a constaté qu'il existait un lien entre les eaux fortement colorées et la superficie de terres humides d'un bassin versant dans sept des bassins sélectionnés. Dans les trois autres bassins versants où l'eau était limpide, les terres humides ne semblaient pas beaucoup influencer la qualité de l'eau et aucune relation avec la superficie de terres humides n'a pu être mise en évidence.

4.8 OTAN Atelier de recherches avancées sur les effets des précipitations acides sur les écosystèmes forestiers, agricoles et de terres humides, Toronto (Ontario), du 12 au 17 mai 1985.

Les participants qui ont pris directement part aux discussions sur le dépôt acide et les terres humides étaient Eville Gorham (É.-U.), John Lee (R.U.), Richard Clymo (R.U.), Noel Urban (É.-U.), Steven Norton (É.-U.), John Jeglum (Canada), Magda Havas (Canada), David Schindler (Canada), Suzanne Bayley (Canada) et Joseph Kerekes (Canada).

Il a été décidé, dès le début de la rencontre, que le terme plus spécifique tourbière devrait être utilisé de préférence à terres humides au cours des débats sur l'impact du dépôt acide, car les systèmes à pouvoir tampon élevé comme les marais et les marécages riches subiront vraisemblablement peu de stress. Les problèmes méritant d'être étudiés ont été cernés et les recommandations suivantes ont été faites en matière de recherche.

1. Il est nécessaire de poursuivre les études sur les bilans acidité/alcalinité des tourbières pour déterminer les sources et les zones de captage d'acidité, et pour permettre d'établir un classement relatif de l'importance des dépots acides dans l'acidification des écosystèmes. Le bilan hydrologique, le bilan ionique et les modifications microbiologiques associées au régime géochimique sont des facteurs tout aussi importants intervenant dans l'acidité d'une tourbière et qui devront être étudiés plus en profondeur.

2. Il faudrait entreprendre davantage d'essais d'acidification de tourbières. Ils devraient se poursuivre assez longtemps pour déterminer les modifications de la composition des communautés, les cycles biogéochimiques et le métabolisme en général.

3. Il faut effectuer des études paléoécologiques pour déterminer les types de modifications des propriétés des écosystèmes qui se sont produites avant d'entreprendre la surveillance. Ces analyses sont un atout complémentaire pour les activités de surveillance à court et à long terme des sites où se déroulent les essais d'acidification.

4. Il faut effectuer des essais permanents avec les espèces de Spagnum pour étudier les polluants gazeux et leurs transformations.

5. Il est essentiel de déterminer les effets des précipitations acides sur les essences forestières peuplant les tourbières ombrotrophes; il faudrait notamment effectuer des recherches sur les symptômes similaires à ceux observés chez certaines forêts de conifères terrestres soumises à des pluies acides.

6. Il faudrait continuer d'étudier les espèces de métaux à l'état de traces et leur mobilité. Il faut obtenir davantage de données sur l'influence de l'acidité sur la spéciation des métaux à l'état de traces et sur l'interaction des métaux et des acides organiques.

4.9 Environmental and Social Systems Analysts Limited (ESSA), Atelier sur l'Acidité organique, St. Andrews Nouveau-Brunswick), du 3 au 5 décembre 1985

Cet atelier, parrainé par Environnement Canada, et Pêches et Océans Canada, a donné lieu à un débat et à un tour d'horizon méthodique des sources et de l'importance de l'acidité organique dans les eaux de surface et de ses effets sur le biotope aquatique (ESSA, 1986). L'accent était mis notamment sur les processus qui contribuent à la production d'acidité organique, sur les interactions entre l'acidité organique et minérale, et sur leurs effets sur la solubilité et la spéciation de l'aluminium. Les terres humides ont été examinées en fonction de leur apport à l'acidité et à la modification de l'ensemble du milieu aquatique.

L'atelier a identifié plusieurs recherches à effectuer, en particulier :

1. un nouvel examen des données existantes sur les terres humides et les eaux de surface. Nous disposons actuellement d'informations précieuses sur la végétation, la chimie et la répartition des terres humides, lesquelles pourraient servir de base à des études futures;

2. une caractérisation plus poussée des constituants du carbone organique dissous des eaux de surface à l'aide d'une méthode qui relève les différences importantes entre les fractions ou les classes de composés;

3. des recherches sur le rôle des terres humides dans la régulation de la chimie des eaux de surface;

4) une caractérisation des types de terres humides, des mesures des substances chimiques qu'elles contiennent et qu'elles exportent, et

5) l'élaboration de modèles d'acidification des eaux de surface qui tiennent compte de l'acidité organique.

5.0 EXEMPLE D'UNE BASE DE DONNÉES SUR LES TERRES HUMIDES SERVANT À L'EVALUATION DES RESSOURCES RÉGIONALES MENACÉES : ONTARIO

On pourrait effectuer des évaluations régionales des effets des précipitations acides sur les terres humides, et de la quantité de ressources menacées en comparant les données biologiques et chimiques existantes de sites exposés à des pluies acides importantes et de sites non exposés. La présente section donne un aperçu d'une base de données accessible sur des tourbières en Ontario et qui pourrait servir de point de départ à une évaluation de la vulnérabilité des terres humides. Elle n'est mentionnée qu'à titre d'exemple d'application de base de données. Les bases de données similaires sur les terres humides et les tourbières du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et d'ailleurs pourraient être tout aussi appropriées à une évaluation de l'ensemble turbicole de l'est du Canada. L'objectif de cette analyse est d'étudier les paramètres des sources de données nécessaires pour obtenir une comparaison géographique de l'état des variables abiotiques et biotiques des terres humides soumises à des apports acides de divers degrés.

Il faut souligner que les résultats d'un tel relevé géographique n'établiraient qu'une corrélation entre l'apport mesuré d'acide et l'impact observé); les conclusions de ces type d'enquête desvront être vérifiées par des méthodes expérimentales (c.-à-d. par acidification artificielle) afin d'établir une relation de cause à effet entre les changements biotiques et la diminution du pH (ou des interactions secondaires des écosystèmes, comme l'augmentation des métaux à l'état de traces). De tels relevés ne devraient être considérés que comme des étapes préliminaires à la détermination de l'impact des précipitations acides, ne fournissant que des preuves initiales des composantes vulnérables de l'écosystème.

5.1 Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Commission géologique de l'Ontario, Projet d'inventaire des tourbières (M. J. Riley)

L'objectif principal du Projet d'inventaire des tourbières de l'Ontario consistait à évaluer le potentiel des dépôts de tourbes de la province. Cette étude est particulièrement pertinente à l'évaluation de l'impact des précipitations acides car elle a permis de recueillir une foule de données floristiques, hydrochimiques et chimiques sur la tourbe des terres humides d'un peu partout dans la province. Le projet a débuté en 1982 et devrait se poursuivre jusqu'en 1986. Les régions d'étude ont été choisies pour leur représentativité de lieux riches en tourbières. Les tourbières de ces régions ont fait l'objet de relevés afin d'obtenir des données sur les points suivants : l'établissement de cartes donnant l'élévation et les courbes de niveau, les calculs de volume, la classification des tourbières, les profils des types de tourbes et les profils d'humification de la tourbe. Les types de végétation turficole ont également été cartographiés dans les différents sites. Des rapports assez détaillés sur ces régions d'étude ont été publiés sous forme de rapports provisoires par la Commission géologique de l'ontario (Riley, 1983 et 1984). D'autres rapports sommaires sur la chimie et l'hydrochimie de la tourbe devraient être publiés en 1986.

Depuis 1982, une superficie totale de plus de 107 000 ha a fait l'objet de recherches, 152 sites ayant été étudiés en détail et 264 autres sites ayant été choisis pour des études de reconnaissances afin de formuler des recommandations pour d'éventuelles recherches détaillées.

Des sites particuliers de terres humides ont été définis selon le substrat, leur pourcentage de couverture forestière, leur pourcentage de souches, leur type de couvert, la microtopographie et les classes de tourbières. Des carottes de tourbes ont également été prélevées et analysées pour obtenir des données sur le pouvoir d'échange cationique, la conductivité, le pH-H_2O, le pH-$CaCl_2$, l'azote, le soufre, l'hydrogène et plusieurs métaux à l'état de traces (Hg, Ca, Fe, Pb, Al, P, K Mg, Mn, Cu et Zn).

Ces mêmes données pourraient servir à effectuer des études géographiques comparatives sur la vulnérabilité éventuelle aux précipitations acides des caractéristiques chimiques et biologiques des terres humides. Les régions à l'étude sont situées partout en Ontario et reçoivent donc diverses charges acides. Les caractéristiques de la végétation et de l'hydrochimie de cette étude pourraient être comparées avec des gradients de charge acide à

l'aide des données compilées par les réseaux de surveillance des dépôts (p. ex. CANSAP/ CAPMON) pour déterminer s'il existe ou non des corrélations entre l'apport mesuré et l'impact. Certaines terres humides pourraient également être choisies et servir à assurer une surveillance à long terme.

Les données obtenues par ce projet de l'Ontario pourraient notamment servir :

1. à localiser les régions de la province qui reçoivent une charge acide faible, modérée et élevée;

2. à sélectionner des terres humides d'une superficie à peu près équivalente et des types de tourbières comparables dans chacune des zones recevant des charges acides différentes;

3. à comparer les données floristiques de ces terres humides, en relevant la présence ou l'absence d'espèces indicatrices qui pourraient correspondre à des modifications de la chimie des eaux en raison de la charge acide, et

4. à comparer des données chimiques comme les concentrations de sulfate, de nitrate et de métaux à l'état de traces pour déterminer si les niveaux de pluies acides se reflètent dans les caractéristiques chimiques des terres humides.

5.2 Conclusions

Bien que les données du projet d'inventaire des tourbières de l'Ontario aient été recueillies pour établir les caractéristiques des tourbières et non pas l'impact des précipitations acides, elles peuvent aider à effectuer des évaluations de la vulnérabilité régionale et à choisir des sites de surveillance à long terme pour les terres humides. Les conclusions tirées de ces études pourraient servir de point de départ à l'évaluation des effets des précipitations acides sur les terres humides et, comme telles, aider à l'élaboration d'indices de vulnérabilité plus précis.

6.0 SOMMAIRE ET RECOMMANDATIONS

L'importance d'étudier l'impact des précipitations sur les terres humides est généralement reconnue, bien que le rôle des terres humides dans l'environnement et leur vulnérabilité aux dépôts acides soient encore mal connus.

Les rapports révèlent que les terres humides pauvres en éléments nutritifs sont des capteurs importants pour les ions sulfate, nitrate et ammoniac contenus dans les pluies acides. La quantité d'apports acides qui peut être assimilée sans que des changements se produisent dans le régime hydrochimique de ces terres humides vulnérables est censément limitée. Les classes de terres humides du Canada les plus vulnérables à l'acidification seraient les tourbières minérotrophes pauvres, les marécages pauvres et les tourbières ombrotrophes.

Seule l'évaluation initiale des réactions aux précipitations acides des terres humides a été entreprise. L'essai d'acidification artificielle d'une tourbières ombrotrophe de la région expérimentale des lacs de l'Ontario et des études de surveillance menées au lac Plastic en Ontario, dans la tourbière Luther au Minnesota et dans le parc national Kejimkujik en Nouvelle-Écosse, en sont quelques exemples. Certains ont également tenté d'effectuer des études régionales des terres

humides situées dans des régions touchées par les précipitations acides (Blancher, 1985; Gorham et al, 1985), mais il serait très utile d'effectuer des études plus globales dans l'est du Canada.

Il faudra entreprendre d'autres travaux pour déterminer les types de modifications que pourrait provoquer l'apport d'acide, afin d'identifier les dommages grâce à des indicateurs d'alerte avancée et afin de contrer les effets des précipitations acides sur les terres humides.

Recommandations

À partir des conclusions données brièvement dans chaque section de ce document, il est possible de formuler certaines recommandations à l'égard (i) des fonctions des terres humides et (ii) de la vulnérabilité des terres humides.

Fonctions des terres humides

1. Il faudra effectuer des études plus détaillées sur le bilan acidité/alcalinité et le bilan cation/anion (ionique) des terres humides pour évaluer les répercussions des précipitations acides sur ces écosystèmes.

2. Il est important d'effectuer d'autres essais d'acidification artificielle des terres humides pour expliciter la réaction des terres humides non exposées à la pollution acide.

3. Il faudra constituer un dossier concernant les effets des précipitations acides sur le fonctionnement normal de la végétation dans les terres humides, notamment dans des situations concrètes, lorsque les espèces y subissent des modifications et du stress.

4. Il faudra élargir l'étude des effets des précipitations acides sur les espèces floristiques indicatrices, notamment les Sphagnum spp.

5. Il faudra effectuer des évaluations des effets indirects des pluies acides sur la faune, par le biais de l'impact sur l'habitat et la chaîne alimentaire.

6. Il faudra effectuer d'autres études sur les bilans hydrologiques des terres humides, notamment sur le rôle de l'écoulement de l'eau, de la profondeur de l'eau, des vitesses de lessivage et des saisons.

7. Il faudra examiner plus en détail le rôle des acides organiques dans les terres humides et leurs interactions avec les métaux lourds et les métaux à l'état de traces, notamment dans la mesure où ils contribuent à l'acidification et à la modification d'un écosystème aquatique.

Vulnérabilité des terres humides

1. Il faudra effectuer des essais sur le terrain à partir des hypothèses et des critères initiaux utilisés pour élaborer la classification de la vulnérabilité des terres humides présentée dans ce rapport.

2. Il faudra effectuer des évaluations régionales et une synthèse de la documentation sur la répartition des classes de terres humides vulnérables dans l'est du Canada afin d'aider à évaluer les ressources aquatiques menacées et à élabo-

rer des modèles de réaction des écosystèmes aquatiques.

3. Il faudra aborder le rôle des variations naturelles des régimes hydrologiques par rapport à la vulnérabilité des terres humides.

4. Les études des biotopes et de la flore des terres humides le long de gradients d'acidité dans les différentes classes de terres humides du Canada seraient utiles pour identifier les espèces indicatrices de l'acidification. Celles-ci pourraient notamment comprendre les bryophytes, les algues microscopiques, les petits invertébrés et les amphibiens.

5. Il est important d'établir les variations régionales et naturelles de la flore et des biotopes de chaque classe de terres humides pour séparer correctement les influences d'origine anthropique des influences naturelles.

6. Lors de l'élaboration d'études d'impact et de surveillance des terres humides, il faudra tenir compte des aspects temporels des répercussions sur les terres humides, comme un "capacité d'assimilation" temporaire qui masque les effets à court terme.

7. Les classes de terres humides de modérément à très vulnérables, notamment les tourbières ombrotrophes, les tourbières minérotrophes pauvres et les marécages pauvres, devraient être, si possible l'objet d'un plus grand nombre d'essais de surveillance propre à chaque site et de relevés de la distribution régionale de terres humides.

7.0 BIBLIOGRAPHIE

Bache, B.W. 1984. Soil-water interactions. Phil. Trans. R. Soc. Londres, B305: 393-407

Bayley, S. 1983. Interim Report for Effects of Acid Precipitation on the Mobilization of Toxic Trace Metals From Bogs to Freshwater Fish Habitats. Institut des eaux douces, Winnipeg, Manitoba. 35 p.

Bayley, S. et D.W. Schindler. 1985. Sources of alkalinity in Precambrian Shield watersheds under natural conditions and after fire or acidification. Présenté lors de l'atelier de l'OTAN des recherches avancées sur les effets des précipitatons acides sur les écosystèmes forestiers, agricoles et de terres humides. Toronto, Ontario. Mai 1985. 29 p.

Blancher, P.J. 1984. Ecological Survey of Wetlands in the Wanapitei and Ranger Lake Study Areas (LRTAP). Service canadien de la faune, région de l'Ontario, Ottawa, Ontario. Inédit.

Blancher, P.J. 1985a. Background Information For the Study of the Effects of Acid Precipitation on Wetland Wildlife. Service canadien de la faune, région de l'Ontario, Ottawa, Ontario. Inédit.

Blancher, P.J. 1985b. Plan of Study for Looking at the Effects of Acid Rain on Wetland - Dwelling Wildlife. Service canadien de la faune, Environnement Canada. Région de l'Ontario, Ottawa, Ontario. Inédit.

Bourbonnière, R. Communication personnelle. 1985. Institut national de recherche sur les eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Burlington, Ontario.

Braekke, F.H. 1978. Ion transport and sulphur turnover in peatlands. I Effects of acid precipitation on peat monoliths under controlled temperature and groundwater regimes. Projet SNSF, IR37/78, 178 p.

Braekke, F.H. 1980a. Ion transport and sulphur turnover in peatlands. II. Soil and hydrochemical characteristics for peatland sites in south Norway. Projet SNSF, IR60/80, 86 p.

Braekke, F.H. 1980b. Sulphate dynamics in natural environments. Preliminary results from case study. Tiré de: Ecological Impact of Acid Precipitation. D. Drablos et A. Tollan (dir. de publ.). Compte rendu d'une Conférence internationale à Sandefjord, Norvège. P. 156-157. Projet SNSF.

Braekke, F.H. 1981. Hydrochemistry of high altitude catchments in south Norway. Medd. Norsk Institut for Skogforskning 36: 8-11.

Bulavko, A.G. 1971. The hydrology of marshes and marsh-ridden lands. Nature and Resources. UNESCO. 7(1): 12-15.

Canada-États-Unis. 1983. Exposé d'intention sur la pollution atmosphérique transfrontière. Groupe de travail I sur l'évaluation des répercussions, rapport final et annexes. Burlington, Ontario.

Carter, V., M.S. Bedinger, R.P. Novitzki et W.O. Mitchell. 1978. Water Resources and Wetlands. Tirē de: Wetland Functions and Values. The State of Our Understanding. Compte rendu d'un Symposium national sur les terres humides. P.E. Greeson, J.R. Clark et J.E. Clark (dir. de publ.) Lake Buena Vista, Floride. p. 344-376.

Clymo, R.S. 1983. Peat. Tirē de: Ecosystems of the World, Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. 4A General Studies. A.J.P. Gore (dir. de publ.) Elsevier, New York, N.Y.

Cowell, D.W. 1980. Project proposal for initial wetland LRTAP research. Direction gēnērale des terres, Environnement Canada, Burlington, Ontario.

Cowell, D.W. 1986. Assessment of Aquatic and Terrestrial Acid Precipitation Sensitivities for Ontario. Rapport APIOS (No. 86/009). Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario. Toronto, Ontario.

Cowling, E.B. 1979. Effects of acid precipitation and atmospheric deposition on terrestrial vegetation. Environ. Profess. 1: 293-301.

Cox, R.M. 1983. Sensitivity of forest plant reproduction to long-range transported air pollutants: in vitro sensitivity of pollen to simulated acid rain. New Phytol. 95: 269-276.

DesGranges, J.L. 1982. Les oiseaux sont-ils touchēs par les pluies acides? Milieu 26: 21-23.

DesGranges, J. (dir. de publ.) 1985. L'aciditē des lacs et les canards. Environnement Canada et Canards Illimitēs (Canada). Ste-Foy, Quēbec.

DesGranges, J.L. et M. Darveau. 1985. Effects of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Quebec. Holarctic Ecology 8(3): 181-190.

ESSA Environmental Systems and Social Analysts Ltd. 1986. "Brown Waters": Relative importance of external and internal sources of acidification on catchment biota. Atelier de travail n°5 sur le TGDPA. Bureau de liaison du TGDPA, Environnement Canada. Downsview, Ontario.

Evans, L.S. 1982. Effects of acidity in precipitation on terrestrial vegetation. Water, Air, and Soil Pollution 18: 395-403.

Ferguson, P., J.A. Lee et J.N.B. Bell. 1978. Effects of sulphur pollutants on the growth of Sphagnum species. Environ. Pollut. 16: 151-162.

Frank, A., L. Peterson et T. Morner. 1981. Lead and cadmium contents in organs of moose, roe deer, and hare. Svenk Veterinartidning 33: 151-156.

Glaser, P.H., G.A. Wheeler, E. Gorham et H.E. Wright. 1981. The patterned mires of the Red Lake Peatland, northern

Minnesota: vegetation, water chemistry and land form. J. Ecol. 69: 575-599.

Glooschenko, V. et W. Stevens. 1985. Sources of acidity in wetlands near Sudbury, Ontario. (Sous presse) Science of the Total Environment.

Glooschenko, V., W. Weller et C. Eastwood. 1985a. Distribution and abundance of amphibians in a pH-stressed area adjacent to Sudbury, Ontario. Rapport technique, Direction de la faune, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Toronto, Ontario., 30 p.

Glooschenko, V., R. Baehre, et C. Wedeles. 1985b. Sampling design for study of metal accumulation in Ontario moose and deer. Direction de la faune, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Toronto, Ontario. Rapport inédit.

Glooschenko, V., P. Blancher, J. Herskowitz, R. Fulthorpe et S. Rang. 1985c. Association of wetland acidity with reproductive parameters and insect prey of the Eastern kingbird (Tyrannus tyrannus) near Sudbury, Ontario, présentation d'affiches, Conférence internationale de Muskoka sur les précipitations acides. Dorset, Ontario. Septembre 1985.

Glooschenko, W.A. 1985. Communication personnelle. Institut national de recherche sur les eaux, Direction générale des eaux intérieures. Burlington, Ontario.

Goode, D.A., A.A. Marsan et J.R. Michaud. 1975. Water Resources. Tiré de: Muskeg and the Northern Environment in Canada. R. Radford (dir. de publ.) Compte rendu de la 12e Conférence sur le Muskeg, p. 299-330.

Gorham, E. 1957. The development of peatlands. Q. Rev. Biol. 32: 146-166.

Gorham, E. 1958. Free acid in British soils. Nature (Long.) 181: 106.

Gorham, E. 1967. Some aspects of wetland ecology. Tiré de: Mémoire technique du Conseil national de recherche du Canada, Comité associé, Ressources géotechniques, n° 90, p. 20-38.

Gorham, E. 1985. Communication personnelle. Département d'écologie et de biologie béhavioriste, Université du Minnesota. Minnesota.

Gorham, E., S.E. Bayley et D.W. Schindler. 1984. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: A neglected field of "acid-rain" research. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1256-1268.

Gorham, E., S.J. Eisenreich, J. Ford, et M.V. Santelmann. 1985. The chemistry of bog waters. Tiré de: Chemical Processes in Lakes. W. Stumm (dir. de publ.) Wiley and Sons, New York, N.Y. p. 339-363.

Gosselink, J.R. et R.E. Turner. 1978. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. Tiré de: Freshwater Wetlands. Ecological Processes and Management Potential. K.E. Good et al (dir. de publ.) Academic Press. New York, N.Y.

Grigal, D.F. 1972. Plant indicators in ecology. Tiré de: Indicators of Environmental Quality. W.A. Thomas (dir. de publ.) Plenum Press, New York. p. 257-267.

Havas, M. 1980. A study of the chemistry and biota of acid and alkaline ponds at Smoking Hills, N.W.T. Thèse de doctorat, Université de Toronto. Toronto, Ontario.

Hemond, H.F. 1980. Biogeochemistry of Thoreau's bog, Concord, Massachusetts. Ecological Monographs 50: 507-526.

Hutchinson, T.C. et M. Havas (dir. de publ.) 1980. Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. Plenum Press. New York, N.Y.

Johannesen, M. 1980. Aluminum: a buffer in acidic water? Tiré de: Ecological Impact of Acid Precipitation. D. Drablos et A. Tollen (dir. de publ.) Projet SNSF. p. 222-23.

Johnson, A.H. 1979. Evidence of acidification of headwater streams in the New Jersey pinelands. Science 206: 834-35.

Johnson, D.W. 1981. The natural acidity of some unpolluted waters in southeastern Alaska and potential impacts of acid rain. Water, Air and Soil Pollution 16: 243-252.

Kadlec, R.H. et J.A. Kadlec. 1979. Wetlands and water quality. Tiré de: Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding. Compte rendu du Symposium national sur les terres humides. P.E. Greeson, J.R. Clark et J.E. Clark (dir. de publ.) Lake Buena Vista, Floride. p. 436-456.

Kerekes, J., S. Beauchamp, R. Tordon et T. Pollock. 1985a. Sources of sulphate ions and acidity in wetlands and lakes in Nova Scotia. Manuscrit B-2-p 67. Présenté lors de la Conférence internationale de Muskoka sur les précipitations acides. Dorset, Ontario. Septembre 1985.

Kerekes, J., S. Beauchamp, R. Tordon, C. Tremblay et T. Pollock. 1985b. Organic versus anthropogenic acidity in the tributaries of the Kejimkujik watersheds in western Nova Scotia. Manuscrit B-2-p48. Présenté lors de la Conférence internationale de Muskoka sur les précipitations acides. Dorset, Ontario. Septembre 1985.

Kessel-Taylor, I. 1986. An Examination of Alternative Causes of Atlantic Salmon Decline and Surface Water Acidification in Southwest Nova Scotia. Document de travail n°46, Direction générale des terres, Environnement Canada. Ottawa, Ontario. 42 p.

Kessel-Taylor, I. 1985. Wetland Sensitivity to Acid Deposition in Canada. Bulletin d'information provisoire sur la recherche sur les précipitations acides. Inédit. Conservation et Protection. Environnement Canada. Ottawa, Ontario

LaZerte, B.D. et P.J. Dillon. 1984. Relative importance of anthropogenic versus natural sources of acidity in lakes and

streams of central Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1664-1677.

Li, L.K. 1985. Acid Precipitation Sensitivity Evaluation of Quebec. Tiré de: la classification écologique du territoire n° 20. Partie B, p. 79-87. Direction générale des terres, Environnement Canada. Ottawa, Ontario.

Likens, G.E. et F.H. Bormann. 1974. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. Bioscience 24: 447-456.

Livingston, R.J. et O. Loucks. 1979. Productivity, trophic interactions, and food-wed relationships in wetlands and associated systems. Tiré de: Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding. Compte rendu du Symposium national sur les terres humides. P.E. Greeson, J.R. Clark et J.E. Clark (dir. de publ.) Lake Buena Vista, Floride. p. 458-472.

Mattson, P., L. Albanus, et A. Frank. 1981. Cadmium and some other elements in liver and kidney from moose (Alces alces). Var Foda 8-9: 345.

McNicol, D.K., B.E. Bendell et R.K. Ross. 1985. Waterfowl and aquatic ecosystem acidification in northern Ontario. Présenté lors de la Conférence internationale de Muskoka sur les précipitations acides. Dorset, Ontario. Septembre 1985.

National Academy of Sciences. 1981. Atmosphere-Biosphere Interactions: Toward a Better Understanding of the Ecological Consequences of Fossil Fuel Combustion. National Academy Press, Washington, D.C.

Groupe national de travail sur les terres humides. 1986. Les terres humides du Canada. Dossier cartographique: a) Les régions à terres humides du Canada; b) La répartition des terres humides au Canada. Énergie, Mines et Ressources Canada et Environnement, Canada, Ottawa, Ontario.

Riley, J.L. 1983. Peatland Inventory Project. Rapport divers 116, Commission géologique de l'Ontario. Toronto, Ontario.

Riley, J.L. 1984. Peatland Inventory Project. Rapport divers 119, Commission géologique de l'Ontario. Toronto, Ontario.

Riley, J.L. 1985. Communication personnelle. Commission géologique de l'Ontario. Toronto, Ontario.

Rippon, J.E., R.A. Skeffington, M.J. Wood, K.A. Brown et D.J.A. Brown. 1980. Hydrogen, sulphur and nitrogen in soils and catchments. Projet SNSF, FR19/80.

Schnoor, J.L. (dir. de publ.). 1984. Modelling of Total Acid Precipitation Impacts. Ann Arbor Science Book. Ann Arbor, Mich.

Shilts, W.W., K.D. Card, W.H. Poole et B.V. Sanford. 1981. Sensitivity of Bedrock to Acid Precipitation: Modification by Glacial Processes. Commission géologique du Canada, Ottawa, Ontario. Document 81-14.

Tallis, J.H. 1964. Studies on southern Pennine peats. III. The behaviour of Sphagnum. J. Ecol. 52: 345-353.

Tarnocai, C. 1980. Registre des terres humides du Canada. Tiré de: Compte rendu d'un atelier sur les terres humides du Canada. C. Rubec et F.C. Pollet (dir. de publ.) Séries de la classification écologique du territoire, n° 12. Direction générale des terres, Environnement Canada. Ottawa, Ontario. p. 9-38.

Urban, N.R., S.J. Eisenreich et E. Gorham. 1985. Proton cycling in bogs: Geographic variation in Northeastern North America. Présenté lors de l'atelier de l'OTAN des recherches avancées sur les effets des précipitations acides sur les écosystèmes forestiers agricoles et de terres humides. Toronto, Ontario. Mai 1985. 26 p.

Van Dam, H., G. Suurmond et C.T. Braak. 1980. Impact of acid precipitation on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. Projet SNSF, FR19/80.

Vangenechten, J.H.D. 1981. Interrelations between pH and other physiochemical factors in surface waters of the Campine of Antwerp, Belgium: with special reference to acid moorland pools. Archiv. Fuer Hydrobiologie 90: 265-283.

Vitt, D.H. et S. Bayley. 1984. The vegetation and water chemistry of four oligotrophic basin mires in northwestern Ontario. Can. J. Bot. 62: 1485-1500.

Wetzel, R.E. 1975. Limnology. W.B. Saunders, Philadelphia, Pa.

Wickware, G. et C.D.A. Rubec. 1976. Ecological Land Classification of the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. Dossier public et carte 1: 20 000. Direction générale des terres, Environnement Canada, Burlington, Ontario.

Wren, C.D. et P.M. Stokes. 1985. Metal accumulation in wild mink and otter in Ontario relative to environmental loading and availability. Rapport intérimaire. Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa, Ontario. Inédit.

ANNEXE I

DÉFINITIONS ET CLASSES DE TERRES HUMIDES AU CANADA

DÉFINITIONS ET CLASSES DE TERRES HUMIDES CANADA

Le Groupe national de travail sur les terres humides du Comité canadien de la classification écologique du territoire définit et décrit les cinq principales classes de terres humides du Canada dans les termes suivants (Tarnocai 1979).

LES TERRES HUMIDES sont des terres dont la nappe phréatique se situe au niveau, près ou au-dessus de la surface du sol, ou qui sont saturées d'eau suffisamment longtemps pour entretenir les processus propres au milieu humide ou aquatique, que l'on reconnaît à la présence de sols mal drainés, d'hydrophytes et de diverses formes d'activités biologiques adaptées à ce milieu.

Les TOURBIÈRES sont des types de terres humides où l'épaisseur de la tourbe dépasse 40 cm et sont associées à des sols organiques (à l'exclusion des folisols). L'accumulation de la mousse de tourbe dépasse seulement 10 cm en milieu pergélisolé.

La TOURBIÈRE OMBROTROPHE est une tourbière dont la nappe phréatique se trouve en général en surface ou près de celle-ci. La surface de la tourbière, qui peut être surélevée ou située au même niveau que les terres humides environnantes, n'est pratiquement pas touchée par les eaux souterraines riches en éléments nutritifs provenant des sols minéraux qui l'entourent; elle est de ce fait généralement acide et pauvre en éléments nutritifs. Les principaux constituants de la tourbe sont de faiblement à modérément décomposés, surmontant parfois une tourbe minérotrophe. Les sols sont essentiellement des fibrisols, des mésisols et des cryosols organiques. Ces tourbières, boisées ou non, sont généralement couvertes de Sphagnum, d'hypnées et d'éricacées.

La TOURBIÈRE MINÉROTROPHE est une tourbière dont la nappe phréatique se situe habituellement en surface ou au-dessus de celle-ci. Les eaux qui y circulent sont généralement riches en éléments nutritifs. Les principaux matériaux qui la composent sont une tourbe minérotrophe de bien à modérément décomposée et d'épaisseur variable. Les sols sont essentiellement des mésisols, des humisols et des cryosols organiques. La végétation se compose principalement de cypéracées, d'herbacées, de roseaux et de mousses brunes, ainsi que d'une couverture arbustive et, parfois, de quelques arbres épars.

Le MARAIS est une tourbière minérale qui est périodiquement inondée par des eaux stagnantes ou à écoulement lent. Le niveau d'eau, variable selon les saisons, laisse apparaître, aux périodes d'étiage, des plages de végétation entremêlée et des vasières. Les eaux sont riches en éléments nutritifs. Le substrat se compose normalement de matériaux minéraux et, parfois, de dépôts de tourbes. Les sols sont surtout des gleysols et, moins fréquemment, des humisols et des mésisols. La répartition de la végétation se fait selon un découpage par zones ou une mosaïque, tracée par des chenaux ou des mares qui isolent des peuplements de cyperacées, d'herbacées, de joncs et de roseaux émergés en bordure de prairies herbeuses et de bandes périphériques d'arbustes ou d'arbres. Diverses plantes aquatiques, submergées et nageantes, poussent en grand nombre dans les plans d'eau.

Le MARÉCAGE est une tourbière ou une terre humide minérale dont les étangs ou les chenaux

sont occupés par de l'eau stagnante ou à écoulement très lent. La nappe phréatique se trouve habituellement en surface ou près de celle-ci. Comme il se produit un important écoulement en provenance de la marge du marécage ou de d'autres régions riches en minéraux, ces eaux sont riches en éléments nutritifs. La tourbe, lorsqu'elle existe, se compose surtout de tourbe forestière bien décomposée, surmontant parfois une tourbe minérotrophe. Les sols qui y sont associés sont des mésisols, des humisols et des gleysols. La végétation se caractérise par un couvert dense d'arbres ou d'arbustes feuillus ou résineux, d'herbacées et de quelques mousses.

Les TERRES LÉGÈREMENT SUBMERGÉES (PLANS D'EAU PEU PROFONDE) caractérisent les terres qui sont périodiquement inondées ou ont un régime hydrologique stable selon les saisons; elles regroupent les vastes plans d'eau stagnante ou courante appelés étangs, mares, lacs peu profonds, bras morts, biefs, chenaux ou réservoirs. Ces plans d'eau peu profonde se distinguent des eaux profondes du fait qu'au milieu de l'été, leur profondeur est inférieure à 2 m et aussi des autres terres humides par des zones d'eau libre qui, l'été, occupent 75 pourcent ou plus de leur superficie. Les grandes zones d'eau libre qui ont une superficie supérieure à 8 hectares, devraient être classées dans une catégorie distincte comme plans d'eau libre, malgré la superficie ou l'étendue des zones de végétation qui les bordent. Les inondations périodiques peuvent augmenter la profondeur de l'eau, mais, en périodes de sécheresse, de faibles débits, de drainage ou de marée basse, les zones de rabattement peuvent être exondées. Les eaux peu profondes sont départagées des bas-plateaux et des terres humides avoisinantes par des lignes de rivage érodées ou par la limite extérieure des vasières, des tapis flottants de végétation, des plantes émergées ou des arbustes. S'il existe une végétation dans la zone d'eau libre, elle ne se compose que de plantes aquatiques, submergées et flottantes.